

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Recrutamento de ictiofauna na Lagoa de Santo André e o
caso particular da enguia-europeia: medidas para
potenciar a pesca**

Francisco Henriques Lauer de Azevedo e Silva

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

Dissertação orientada por:
Doutora Isabel Maria Madaleno Domingos
Doutor Pedro Miguel Emídio Félix

2017

Agradecimentos

Uma vez que esta é uma componente informal do trabalho, na qual posso expressar o meu agradecimento para com as personalidades que me auxiliaram na concretização da presente dissertação, gostaria de o fazer nas minhas mais sinceras e descontraídas palavras:

Em primeiro lugar, Teca, porque estarás sempre presente, minha querida irmã. Porque me acompanhaste nos momentos mais difíceis e foi o teu sorriso que tornou todos os problemas em soluções.

Professora Isabel Domingos, para além das razões óbvias pelas quais não poderia deixar de o fazer, sobretudo pela admiração que sinto pelo seu conhecimento, dinamismo e vontade de saber. Esse é o caminho que desejo percorrer. Agradeço também a sua paciência e boa disposição nos períodos mais críticos que ajudaram a virar as marés quando parecia não haver solução.

Pedro Félix, és um orientador que todos os outros deveriam seguir como exemplo. A tua disponibilidade é incomparável e o teu interesse motivador. Aquilo que mais aprendi durante a realização do trabalho foi graças às tuas sugestões que me fizeram abordar questões fora da minha zona de conforto.

Professor José Lino Costa não compreendo como possa existir uma pessoa com tanta bondade e vontade de ajudar. As suas recomendações foram estimadas e um pequeno agradecimento não retribui o auxílio que ofereceu.

Doutora Isabel Meneses, a sua disponibilidade para me ajudar e ensinar sobre um assunto que nunca abordei teve um impacto enorme na concretização deste trabalho e na minha forma de olhar para as larvas e juvenis de peixes. Nunca tive tanto interesse e vontade em fazer trabalho de identificação de espécies.

Restante equipa do PELSA, meus amigos João Marques, Joana Santos e Maria João, agradeço-vos por me aturarem no campo e por todas ajudas nível técnico, sem vocês seria impossível. Um especial agradecimento ao Rui Monteiro, o mais empenhado e jovem cientista que conheço, pela disponibilidade e auxílio que prestaste em temáticas que não domino.

Colegas do laboratório de zoologia do MARE, Gilda e Maria João, agradeço muito a prontidão com que me receberam, pelo auxílio técnico e todas as condições que me proporcionaram. Estou especialmente agradecido pela disponibilidade e vontade que mostraram em ensinar sobre as áreas que vocês dominam e eu tão pouco sei.

À comunidade de pescadores da Lagoa de Santo André, uma terra que também considero minha, deixo um agradecimento especial. Sem vocês este trabalho não seria possível. Espero sinceramente que este trabalho vos possa ajudar de alguma forma, e que vos possa ensinar algo, como vocês tanto me ensinaram. Professor Calila, os seus ensinamentos nunca serão esquecidos e doutor Fernando, as suas teorias inspiraram parte do meu trabalho.

Eternos amigos que tanto aturaram as minhas conversas sobre as enguias, vocês não foram esquecidos. Martim, Gil, João e Quinho, vão ter que aturar mais das minhas “biologias”.

“Colegas”, queridos colegas. A família do mestrado que tanto me apoiou, questionou e ajudou. Nuno a presença constante e motivação foram cruciais, obrigado. Afonso, o “estrangeiro”, agradeço sobretudo as conversas de teor mais técnico durante as pausas que me permitiram questionar o trabalho.

Família Rounds Academy, em especial o João Basto, agradeço o convite para voltar a subir a um ringue e todo o apoio que me prestaste. Em momentos de stress foi o boxe que me deu paz.

Minha Carolina, aturar um biólogo como eu não é fácil. Ou estou muito tempo ausente ou só falo de enguias. O teu afeto reconfortante e o teu apoio diário e sobretudo no dia mais difícil da minha vida nunca vai ser esquecido. Obrigado.

Um óbvio agradecimento à minha família: ao meu pai, cujo carinho que tem pela Lagoa de Santo André me inspirou a procurar um tema relacionado. Ao João e à minha querida avó São, pela companhia nos nossos jantares que muitas alegrias me têm trazido. À Rita, pelo espírito rebelde, que me faz questionar as minhas próprias ideologias mesmo que não o reconheça! E por fim à minha mãe por todas as pequenas ações, mas no que diz respeito à dissertação, por acordares de madrugada para me fazeres um lanchinho ou simplesmente para me dares um beijinho antes de partir para mais uma semana na lagoa.

Resumo

Como consequência de um declínio com mais de duas décadas no recrutamento da enguia-europeia, a Comissão Europeia, aconselhada pelo ICES, adotou em 2007 um plano que visa a recuperação da espécie. O Regulamento (CE) n° 1100/2007 obrigou os Estados Membros a desenvolver Planos de Gestão da Enguia com o objetivo de reduzir a mortalidade relacionada com causas antropogénicas e garantir a fuga para o mar de 40% das enguias prateadas, que escapariam de cada bacia hidrográfica em condições pristinas. Na Lagoa de Santo André, uma lagoa costeira com um curto período de ligação ao mar, que se encontra integrada na Reserva Natural da Lagoa de Santo André e da Sancha, a implementação de medidas de restrição à pesca da enguia tem-se revelado ineficaz neste sentido. A redução das pescas, como medida, tem a sua eficiência limitada pela magnitude do recrutamento e a sobrevivência dos recrutas. Tendo presentes os estatutos de conservação da enguia-europeia e da LSA, a pesca da enguia, com tradição secular na LSA, tem sido reduzida. A sustentabilidade da pesca passa também pela redistribuição do esforço de pesca neste sistema. Conhecer o espectro de espécies piscícolas que recrutam na LSA é um passo importante na direção de um planeamento ponderado e uma gestão conseguida. É neste sentido que foi realizado o presente estudo, que contemplou duas partes distintas: 1) Caracterizar o recrutamento larvar e juvenil da ictiofauna (com exceção da enguia-europeia) na Lagoa de Santo André e compreender os fatores que o condicionam; 2) Caracterizar o recrutamento e clarificar da dinâmica espaço-temporal da colonização da enguia de vidro na Lagoa de Santo André, relacionando-a com as condições da lagoa. A captura de estados larvares e juvenis de ictiofauna, durante o período em que decorreu a abertura da lagoa ao mar, consistiu numa única abordagem. Com recurso a um botirão, as pescas concretizaram-se durante as marés enchentes. O ano do presente estudo foi marcado por um período curto de ligação entre o mar e a lagoa (9 dias). Foram ainda utilizados dados relativos às pescas desde a criação da Reserva Natural (cedidos pelo ICNF) e consultados os dados de pesca relativos aos projetos GROUNDSCENE (2011) e PELSA (2016), procurando relacionar o rendimento da pesca com as características da abertura da lagoa ao mar. A captura de juvenis de enguia, após o término da comunicação da lagoa com o mar, foi realizada com recurso a uma metodologia inovadora, desenvolvida para o propósito específico do trabalho. A “trouxa”, uma arte de pesca passiva, foi pensada com o intuito de recolher indivíduos que procuram estabelecer-se num local onde as condições favorecem o seu estabelecimento. Esta componente do trabalho culminou na produção de um modelo explicativo BRT (*Boosted regression trees*), com o objetivo de compreender os fatores que afetam o estabelecimento dos juvenis de enguia na LSA. Os resultados da primeira parte do trabalho revelaram que no ano 2016, a dourada (*Sparus aurata*) foi, entre as espécies exploradas localmente, a mais capturada durante a abertura da lagoa ao mar. A espécie mais capturada foi a sardinha (*Sardina pilchardus*), seguindo-se a galeota-menor (*Ammodytes tobianus*). As proporções de indivíduos capturados durante a noite e o dia, revelaram que o recrutamento de estados larvares e juvenis de ictiofauna na LSA ocorre principalmente durante a noite. A corrente da enchente afeta de forma diferente o recrutamento de larvas de sardinhas e galeotas-menores de diferentes tamanhos, na LSA. Os dados de pesca cedidos pelo ICNF e obtidos pelos projetos GROUNDSCENE e PELSA, revelaram diferenças na quantidade de pesca entre aberturas de curta e longa duração assim como aberturas realizadas antes e depois de 20 de março. Os resultados relativos à segunda parte do trabalho indicaram que as enguias de vidro capturadas durante o período de abertura têm dimensões inferiores àquelas encontradas em águas portuguesas e outras bacias europeias, resultado de um recrutamento tardio. As enguias de vidro capturadas nos dois primeiros dias de pesca são as de menor comprimento. Contudo, os indivíduos capturados durante o primeiro dia de pesca apresentam um fator de condição superior aos dos restantes indivíduos. As análises realizadas a diferentes estados de pigmentação das enguias de vidro indicam diferenças de comprimento e peso entre os estados de pigmentação V_A e VI_{A0} . O valor estimado para o recrutamento total de enguias de vidro na LSA foi $23,97 \text{ kg} \pm 4,47 \text{ (SE)}$, sendo considerado baixo. O principal fator a contribuir para este número é o número de dias em que a lagoa permanece ligada ao mar. A contribuir para o recrutamento está também o facto de o período de abertura poder estar desfasado do o pico de recrutamento de enguias de vidro para as águas continentais portuguesas. Os

resultados obtidos com o BRT revelaram que a temperatura é a principal variável a contribuir para a detecção de juvenis de enguia nas trouxas, seguida do oxigénio e salinidade. A distância a cada uma das ribeiras também revelou ter impacto no ajustamento do modelo, assim como a abundância de caranguejos. Seguindo os princípios da sustentabilidade, o presente estudo culmina na recomendação de medidas orientadoras no que diz respeito à concretização da abertura da lagoa ao mar. Estas medidas foram ponderadas visando potenciar a pesca através do aumento do recrutamento larvar e juvenil das várias espécies de ictiofauna na LSA. Apresentam-se ainda medidas que se destinam a otimizar a sobrevivência dos juvenis de enguia que colonizam a LSA e aconselha-se sobre os próximos passos no estudo da ecologia da enguia de vidro na LSA.

Palavras-chave: Enguia de vidro; Lagoa de Santo André; *Anguilla anguilla*; ictiofauna; recrutamento.

Abstract

Following a decline of more than two decades in the the European eel stock, the European Commission, advised by the ICES, adopted a plan in 2007 for the recovery of the species. The Eel Regulation obliged the EU Member States to develop Eel Management Plans aiming at reducing anthropogenic mortality and guarantee the escapement to the sea of at least 40% of silver that would have escaped from river basins under pristine conditions. In Santo André Lagoon, an enclosed coastal lagoon with a short opening period to the adjoining sea, which is integrated in a Natural Reservoir, the implementation of restrictions on fishery is not being successful towards achieving the Eel Regulation's goal. Here, the traditional eel fishing is restricted by the Eel Regulation and due to the conservation regimes of the protected area. Fishing restriction, as a measure, is limited by the magnitude of recruitment of glass eels and their survival during settlement. The distribution of fishing effort among other species should also be a goal of fisheries sustainability. Knowing the fish species that recruit in this coastal lagoon is a crucial step in achieving careful planning and adequate management of fisheries. Hence, this study included two parts: 1) To characterize recruitment of fish larvae and juveniles of fish (excluding the European eel) while understanding the factors that undermine it; 2) To characterize glass eel recruitment and the dynamics of their spatio-temporal colonization following settlement in the LSA, while relating it to the lagoon's conditions. During the period of connection with the sea (9 days) larvae and juveniles of fish were caught, in each flood tide, using a net adjusted to the conditions of the lagoon. Fishing survey data was analysed to understand how the conditions of the inlet could impact fishing. After inlet closure, juvenile eels were caught using a trap (trouxa) that acts as an artificial habitat, which was designed for the sole purpose of this study. This trap was manufactured with the aim of capturing eels that seek to settle in a place where conditions are suitable. This provided the information needed to adjust a BRT model to understand the relationship between juvenile eel distribution and the conditions of the lagoon subsistence. While the lagoon remained connected to the sea, the gilthead seabream (*Sparus aurata*) was, among fish with economical interest in the LSA, the most captured species. The European pilchard (sardine), followed by the lesser sand-eel, were the overall most captured species. The results obtained showed that recruitment of larvae and juvenile fish to the lagoon, occurs mostly at night and that flood tide currents affect differently the recruitment of individuals (sardine and lesser sand-eel) with different sizes. Survey data revealed differences between years, in biomass fished, with inlets which remained open for longer or shorter periods. The opening of the lagoon before and after the 20th of march also have significant differences in the amount fished. Regarding the 2nd part of this study, results showed that glass eels caught while the lagoon was connected to the sea seem to be smaller than those found in other Portuguese and European water basins, suggesting late recruitment. Glass eels caught in the first two days of fishing, are the smallest, however, those caught in the first day of fishing have a higher condition factor than those of the remaining days. Analyses of pigmentation stages showed that there were significant differences between the stage V_A and VI_{A0} in total length and weight. Glass eel recruitment at LSA was estimated to be $23,97 \text{ kg} \pm 4,47$, which was considered low. The reduced number of days that the lagoon remained connected to the sea (9 days) was considered the main factor contributing to this recruitment value. The opening of the lagoon occurred outside the peak of recruitment of glass eels to Portuguese water basins and this can also contribute to the low levels of recruitment. Temperature was the main variable adjusted by the BRT model to identify the presence of juvenile eels inside the trap (trouxa), followed by oxygen and salinity. Distance to freshwater streams and the abundance of crabs also had an impact on the adjustment of the BRT model. Following sustainability standards, this study culminates by providing advice on the opening of the lagoon while aiming at optimizing fishing activity through an increase of fish larvae and juvenile recruitment. This study also provides measures destined to increase the survival and settlement of juvenile eels and as well advice on the next steps to be taken in the study of the ecology of glass eels in LSA.

Key words: Glass eel; Santo André Lagoon; *Anguilla Anguilla*; fish; recruitment.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo	iii
Abstract	v
1. Introdução	1
2. Área de estudo	5
3. Metodologia geral	9
3.1. Técnicas de amostragem	11
3.2. Análise de dados	14
4. Recrutamento de ictiofauna na Lagoa de Santo André	15
4.1. Enquadramento	16
4.2. Metodologia	18
4.2.1. Operações de pesca	18
4.2.2. Metodologia de laboratório	18
4.2.3. Análise de dados	18
4.3. Resultados	21
4.3.1. Caracterização da amostra	21
4.3.2. Estimativas do recrutamento	25
4.3.3. Relação entre período de abertura e a pesca	26
4.4. Discussão	31
5. Colonização da Lagoa de Santo André pela enguia-europeia	34
5.1. Enquadramento	35
5.2. Metodologia	38
5.2.1. Metodologia de campo	38
5.2.2. Metodologia de laboratório	38
5.2.3. Análise de dados	39
5.3. Resultados	45
5.3.1. Caracterização da amostra	45
5.3.2. Estimativa do recrutamento de enguia	51
5.3.3. Estabelecimento dos juvenis da enguia	53
5.4. Discussão	64
6. Considerações finais	69
7. Bibliografia	72

Índice de figuras

Figura 2.1. Área de estudo: Lagoa de Santo André. Os círculos assinalam os poços: A - Ortigão; B - Zimbreira; C - Caniços; D - Alguidares; E - Pinheiro. As setas assinalam os locais onde desagüam as principais ribeiras: F - Cascalheira; G - Cerradinha; H – Badoca. (Fonte: Santos, 2016).....	7
Figura 2.2. Distribuição do tipo de sedimento na Lagoa de Santo André (Adaptado de Bernardo <i>et al.</i> , 1988).....	7
Figura 3.1. Localização das estações de amostragem na LSA: a)) Locais onde foi colocado o botirão para captura das espécies piscícolas que recrutam para a lagoa (rede1 e rede2); b)) Locais onde foram colocadas as trouxas (estações St1 a St13) usadas para captura de enguias jovens no decurso da colonização da lagoa. A imagem aérea não corresponde ao ano do presente estudo, pelo que a configuração e local da abertura, bem como o assoreamento representados não são totalmente correspondentes.	10
Figura 3.2. Representação esquemática do botirão. a) Botirão fundeado; b) Projeção vertical.....	12
Figura 3.3. Técnica de amostragem passiva - trouxa - usada na captura de jovens enguias (meixão e elvers) na Lagoa de Santo André. a) Trough simulando a sua posição no fundo da lagoa; b) Pormenor dos cabos ligados ao pano que suporta a trouxa.	13
Figura 4.1. Rendimentos da pesca (todas as espécies) ao longo dos anos, na Lagoa de Santo André (Fonte: Santinhos, 2013).	16
Figura 4.2. Estações de amostragem selecionadas por proximidade e semelhança de habitats do GROUNDSCENE e PELSA. As estações com o mesmo número foram consideradas próximas ou com habitat semelhante. Adaptado de Félix <i>et al.</i> , 2015.....	20
Figura 4.3. Proporções das diferentes espécies capturadas durante a campanha de amostragem com recurso ao botirão entre os dias 11 e 17 de março de 2016.....	21
Figura 4.4. Proporções dos indivíduos capturados em amostragens realizadas durante a noite e durante o dia: a) total dos indivíduos; b) Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>); c) Galeota-menor (<i>Ammodytes tobianus</i>); d) Dourada (<i>Sparus aurata</i>).	22
Figura 4.5. Regressões lineares entre comprimento total (mm) e velocidade de corrente (m/s) obtidas para: a) Sardinha (<i>Sardina pilchardus</i>) – p-value < 0,01; b) Galeota-menor (<i>Ammodytes tobianus</i>) – p-value <0,01.	24
Figura 4.6. Gráfico de dispersão para a média do comprimento total dos indivíduos (mm) e a hora do dia. As amostras representadas a azul foram capturadas numa maré enchente que começou durante a noite.....	25
Figura 4.7. Média de quantidade de pesca por pescador (quilos) e por espécie (eixo principal). O total das espécies encontra-se representado no eixo secundário.	26
Figura 4.8. Regressão linear entre o número de dias de permanência da abertura e o gradiente hidráulico (m) (<i>p-value</i> < 0,01).	30
Figura 5.1. Ciclo de vida da enguia-europeia (<i>Anguilla anguilla</i>) (Adaptado de ICES, 2011).	35
Figura 5.2. Notação da evolução dos diferentes estados de pigmentação de meixão desde a ausência de pigmentação (V _A) até à pigmentação amarela generalizada (VII). (Adaptado de Briand, 2009).....	39
Figura 5.3. Distribuição de comprimentos totais e peso fresco de meixão (\pm SE), por dia de amostragem, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	45
Figura 5.4. Proporção de estados de pigmentação das enguias de vidro capturadas durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	47
Figura 5.5. Peso fresco e comprimento total das enguias de vidro (\pm SE) nos diferentes estados de pigmentação, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	48
Figura 5.6. Relação entre o peso fresco (g) e comprimento total (mm) na forma log ₁₀ -linear.....	49
Figura 5.7. Distribuição dos coeficientes de condição (\pm SE), por dia de amostragem e estado de pigmentação, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	50

Figura 5.8. Enguias de vidro capturadas com recurso ao botirão durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	52
Figura 5.9. Variação mensal dos parâmetros recolhidos (\pm SE) entre março e agosto de 2016.....	53
Figura 5.10. Variação dos parâmetros recolhidos (\pm SE) nas diferentes estações entre março e agosto de 2016.	54
Figura 5.11. Número de capturas de juvenis de enguia até cada um dos meses por estação (ver figura 3.1, b, para códigos das estações).....	55
Figura 5.12. Comprimento (eixo principal) e peso (eixo secundário) dos indivíduos capturados durante o período de abertura (“Botirão”) e após encerramento do canal de abertura, nos diferentes estados de pigmentação.	56
Figura 5.13. Método de validação cruzada utilizado para o ajustamento do modelo selecionado. A linha vermelha identifica o menor erro preditivo para o número ótimo de árvores (linha verde). d – complexidade de árvore; lr – taxa de aprendizagem.	59
Figura 5.14. Contribuição das variáveis (%) para o ajustamento do BRT: Meddist – média das distâncias às ribeiras; Algas – presença de algas na trouxa; Lua – fase da Lua; Substrato – tipologia do substrato. Badoca – distância à ribeira da Badoca; Caranguejo – Abundância de caranguejos; Cascalheira – Distância à ribeira da Cascalheira; Cerradinha – Distância à ribeira da Cerradinha; DO – Concentração de oxigénio; Temperatura – Temperatura no momento de verificação da trouxa.	60
Figura 5.15. Performance do BRT (erro preditivo) à medida que se vão removendo variáveis. A linha verde é orientadora indicando ausência de mudança no erro preditivo. A linha vermelha a tracejado indica o número de variáveis que se deve remover de forma a reduzir o erro preditivo ao mínimo.	60
Figura 5.16. Gráficos de dependência parcial para as variáveis incluídas do BRT após simplificação. A contribuição de cada variável explicativa para o ajustamento do modelo simplificado encontra-se representado entre parêntesis.....	61
Figura 5.17. Gráficos tri-dimensionais das interações consideradas mais significativas no modelo simplificado; a) cascalheira e temperatura b) DO e temperatura c) Cerradinha e salinidade e d) caranguejo e temperatura.....	63

Índice de tabelas

Tabela 3.1. Estações de amostragem realizadas com a identificação do código atribuído e respectivas coordenadas.	11
Tabela 4.1. Testes <i>Wilcoxon</i> para amostras emparelhadas (dia e noite) realizados para o total dos indivíduos, a sardinha, a galeota-menor e a dourada.	23
Tabela 4.2. Média do comprimento total, em milímetros, por espécie.	23
Tabela 4.3. Número de indivíduos capturados e estimados para cada espécie, durante o período em que a lagoa manteve ligação ao mar.	25
Tabela 4.4. Total dos quantitativos de pesca (quilos) de todas as espécies (excluindo a enguia), por época de pesca. As épocas com *, representam épocas onde apenas cerca de dez pescadores reportaram os seus dados. Nas restantes épocas, foram sempre mais de trinta os pescadores que reportaram as suas pescas.	26
Tabela 4.5. Classificação das aberturas da lagoa ao mar ao longo dos anos (adaptado de ICNF).	27
Tabela 4.6. Resultado da análise PERMANOVA efetuada para comparar a quantidade de pesca (kg) por pescador entre aberturas com diferentes características.	27
Tabela 4.7. Resultados dos testes emparelhados feitos <i>a posteriori</i> entre os níveis do fator “Duracao abertura”.	28
Tabela 4.8. Resultados da análise SIMPER realizada para o fator "Duracao abertura".	28
Tabela 4.9. Resultados da análise SIMPER realizada para o fator "Periodo_abertura".	29
Tabela 4.10. Número de indivíduos, por espécie, capturados durante as campanhas de pesca do GROUNDSCENE em 2011 e do PELSA em 2016.	29
Tabela 5.1. Variáveis ambientais (bióticas e abióticas) candidatas à utilização no modelo BRT.	41
Tabela 5.2. Caracterização dos parâmetros de ajuste do modelo BRT.	42
Tabela 5.3. Parâmetros utilizados para avaliar a performance do modelo.	43
Tabela 5.4. Teste <i>Kruskal-Wallis</i> realizado para averiguar a existência de diferenças (comprimento total e peso fresco) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André.	46
Tabela 5.5. Teste <i>Dunn</i> (correção <i>Bonferroni</i>) realizado <i>a posteriori</i> para compreender a diferença (comprimento total) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).	46
Tabela 5.6. Teste <i>Dunn</i> (correção <i>Bonferroni</i>) realizado <i>a posteriori</i> para compreender a diferença (peso fresco) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).	46
Tabela 5.7. Teste <i>Kruskal-Wallis</i> realizado para averiguar a existência de diferenças (comprimento total e peso fresco) entre indivíduos em diferentes estados de pigmentação durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.	49
Tabela 5.8. Teste <i>Dunn</i> (correção <i>Bonferroni</i>) realizado <i>a posteriori</i> para compreender a diferença (peso fresco e comprimento total) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).	49
Tabela 5.9. Testes <i>Kruskal-Wallis</i> realizados para averiguar a existência de diferenças (coeficiente de condição, K) durante o período de amostragem e entre indivíduos em diferentes estados de pigmentação, na Lagoa de Santo André.	51
Tabela 5.10. Teste <i>Dunn</i> (correção <i>Bonferroni</i>) realizado <i>a posteriori</i> para compreender a diferença (condição física) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).	51
Tabela 5.11. Recrutamento estimado de enguias de vidro, por dia e total, durante o período de abertura da Lagoa de Santo André ao mar.	52
* Valores de pesca estimados para dias sem dados de amostragem ou que foram removidos (<i>outliers</i>) por serem considerados pouco fidedignos.	52
Tabela 5.12. Indivíduos capturados em cada um dos estados de pigmentação entre março e agosto de 2016.	56

Tabela 5.13. Resultados da análise de correlação de Spearman entre as 12 variáveis inicialmente selecionadas para inclusão nos modelos BRT. As correlações superiores em valor absoluto a 0,8 selecionadas para excluir do BRT encontram-se, assinaladas a negrito e com *. Com “**” encontram-se assinadas as correlações entre variáveis superiores a 0,8 cuja inclusão no modelo foi considerada relevante.	57
Tabela 5.14. Comparação da performance preditiva dos BRT tendo em conta os parâmetros designados para a avaliação dos modelos.	58
Tabela 5.15. Interações entre pares de variáveis no ajustamento do modelo simplificado.	62

1. Introdução

Introdução

As lagoas costeiras são ecossistemas dinâmicos muito particulares, constituídas por corpos de água com volume variável e baixa profundidade, podendo estar ligadas ao mar de forma permanente ou efêmera (Kjerfve, 1994; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994; Pérez-Ruzafa, *et al.*, 2007). Geralmente classificadas como estando entre os ecossistemas aquáticos com maior produtividade biológica (Kjerfve, 1994; Alongi, 1998) as lagoas costeiras suportam a economia das regiões onde se localizam, através da atividade da pesca (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994; Pérez-Ruzafa e Marcos, 2012).

A Lagoa de Santo André (LSA) é uma lagoa costeira com uma dinâmica muito própria, que se encontra separada do mar por um extenso cordão dunar, durante grande parte do ano. A sua ligação ao mar é estabelecida, de forma artificial, apenas uma vez por ano, voltando a ficar isolada ao fim de um número de dias variável.

Tal como as outras lagoas costeiras, a Lagoa de Santo André providencia habitats adequados ao desenvolvimento da ictiofauna marinha e diádroma, nomeadamente, espécies com interesse económico que são exploradas comercialmente. A pesca na Lagoa de Santo André é uma atividade com tradição secular (Lopes, 2013; Santinhos, *et al.*, 2014), que tem sido gradualmente condicionada devido ao elevado valor conservacionista de que a lagoa se reveste. Os vários estatutos de conservação da Natureza que lhe foram atribuídos, refletem o reconhecimento deste valor. No panorama internacional, a Lagoa de Santo André integra a Lista de Zonas Húmidas de Importância Internacional (Sítio RAMSAR). A nível comunitário engloba a Rede Natura 2000 (Sítio de Importância Comunitária (SIC)-PTCON0034, ao abrigo da Diretiva Habitats, e Zona de Proteção Especial (ZPE)- PTZPE0013, ao abrigo da Diretiva Aves). A nível nacional inclui-se na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), integrando a Reserva Natural da Lagoa de Santo André e da Sancha (RNLSAS).

Devido à importância que a pesca assume na Lagoa de Santo André, os objetivos de conservação da Natureza e os interesses das comunidades piscatórias locais entram muitas vezes em conflito. De modo a conciliar ambos os interesses e legalizar/regulamentar a pesca, foi criada a Zona de Pesca Profissional (ZPP) através da Portaria nº 86/2004, de 8 de janeiro, que estabelece o regulamento para a pesca. Os limites da ZPP foram alterados pela Portaria nº 1046/2008, de 16 de setembro. No âmbito da gestão da pesca, é publicado anualmente um edital, elaborado pela Divisão de Gestão de Recursos Cinegéticos e Aquícolas do ICNF, em colaboração com a RNLSAS, onde se incluem as condicionantes ao exercício da atividade da pesca no local, como o número de licenças ou os períodos hábeis de pesca. Esta regulamentação prevê a obrigatoriedade da entrega de uma declaração anual das capturas por espécie à entidade responsável pela gestão das pescas (ICNF), sob pena de não ser emitida licença de pesca para o ano seguinte.

Entre as espécies piscícolas que colonizam a Lagoa de Santo André, a enguia-europeia (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758) assume um papel de destaque, sendo a espécie com maior relevância comercial e cultural (Lopes, 2013; Santinhos, 2013). A pesca da enguia permite aos pescadores obter um rendimento extra para sustentar as famílias e dar resposta à procura por este recurso (Santos, 2016). A restante pesca é complementar à pesca da enguia, sendo muitas vezes destinada ao consumo próprio. No entanto, a sua importância tem vindo a aumentar (Santinhos *et al.*, 2014; Santos, 2016).

A diminuição generalizada do manancial da enguia-europeia em toda a área de distribuição (Dekker, 2003; ICES, 2001, 2006, 2008) refletiu-se na necessidade de conjugar um esforço a nível global para a sua conservação. Assim, a enguia-europeia foi incluída na Lista Vermelha da IUCN (International Union for Conservation of Nature) em 2008, como uma espécie Criticamente em Perigo e no Livro Vermelho dos Vertebrados, em Portugal, como uma espécie com estatuto de em Perigo (Cabral *et al.*, 2005). Foi também incluída no Apêndice II da Convenção Internacional do Comércio de Espécies Ameaçadas

(CITES), mecanismo que permite a regulação do mercado internacional (CITES, 2007; Briand *et al.*, 2012) e, em 2014, foi incluída no Apêndice II da Convenção de Bona (Convenção sobre a Conservação de Espécies Migradoras da Fauna Selvagem).

Em 2007, a Comissão Europeia adotou um plano que estabelece medidas para proteger e recuperar a enguia ao aprovar o Regulamento (CE) N° 1100/2007, de 18 de setembro (Regulamento da Enguia). Este regulamento instruiu cada Estado Membro da UE a desenvolver Planos de Gestão da Enguia (PGE) tendo como objetivo reduzir a mortalidade relacionada com causas antropogénicas de forma a permitir a fuga para o mar de, no mínimo, 40 % da biomassa de enguias prateadas. Os 40 % são relativos a um total estimado que escaparia caso não houvesse qualquer impacto de origem antropogénica na população de enguias. A nível nacional, a elaboração do PGE culminou com a implementação de várias medidas. Para reduzir o esforço de pesca, estabeleceu-se um período de defeso entre 1 de outubro e 31 de dezembro (Portaria n° 928/2010, de 20 de setembro, para águas de jurisdição da DGRM, e Portaria n° 180/2012, de 6 de junho, para águas de jurisdição do ICNF).

Seja por restrições impostas pelos estatutos de conservação da Lagoa de Santo André ou da espécie *A. anguilla*, a pesca da enguia, o mais importante recurso haliêutico deste local, está fortemente condicionada. Assim, durante uma parte considerável do período hábil de pesca na lagoa, os pescadores vêm-se obrigados a pescar apenas as restantes espécies que são, localmente, menos atrativas. Uma vez que o recrutamento é um dos principais fatores a determinar a estrutura e a dinâmica populacional de uma comunidade de peixes para o futuro (Rothschild e Fogarty, 1998; Chambers e Trippel, 2012), as pescas estão muito dependentes de um bom recrutamento. No entanto, tanto em lagoas costeiras com dinâmicas semelhantes, como na Lagoa de Santo André, pouco ou nada se sabe sobre os mecanismos do recrutamento larvar das espécies piscícolas.

No caso da enguia, uma vez ocorrido o recrutamento para as águas de transição, esta executa tendencialmente a migração para montante (Harrison, *et al.*, 2014; Tesch, 2003), estabelecendo-se e reestabelendo-se até alcançarem um local com as características favoráveis ao seu desenvolvimento (Silberschneider, *et al.*, 2001; Feunteun *et al.*, 2003; Mccleave e Edeline, 2009; Harrison, *et al.*, 2014). Noutras lagoas costeiras tem-se realizado um esforço para se compreender os fatores associados ao recrutamento e estabelecimento da enguia (Bevacqua *et al.*, 2011; Crivelli *et al.*, 2008; Leone *et al.*, 2016). No entanto, o mesmo, para a Lagoa de Santo André com a sua dinâmica particular, permanece uma incógnita.

Devido à diminuição global do recrutamento da enguia europeia até níveis quase insustentáveis (Dekker, 2016; ICES, 2011, 2013a, 2014, 2016c), não parece exequível atingir os objetivos propostos pelo Regulamento da Enguia apenas através de restrições das pescas (Dekker, 2016). A redução das pescas como medida tem a eficiência limitada pelo número de recrutas e o sucesso do estabelecimento de juvenis (Åström e Dekker, 2007). Como consequência, compreender os mecanismos que condicionam o recrutamento e o estabelecimento da enguia são passos determinantes para adequar medidas para a gestão da sua pesca. Por outro lado, caracterizar o recrutamento para a restante ictiofauna na Lagoa de Santo André permite, não só preencher uma enorme lacuna no conhecimento sobre o recrutamento de estados larvares de peixes em lagoas costeiras, como também, fornecer informação aos órgãos de gestão responsáveis pela regulamentação da pesca na Lagoa de Santo André.

Tendo em conta os aspetos mencionados anteriormente, a presente dissertação, realizada no âmbito do projeto PELSA – Gestão sustentável da pesca à enguia na Lagoa de Santo André – foi desenvolvida tendo como principais objetivos:

- Caracterizar o recrutamento larvar da ictiofauna na Lagoa de Santo André e compreender os fatores que o condicionam.
- Caracterizar o recrutamento e clarificar a dinâmica espaço-temporal da colonização da enguia de vidro na Lagoa de Santo André, relacionando-a com as condições da lagoa.

Através da concretização dos objetivos acima referidos, será possível propor medidas para potenciar a pesca, almejando a sua sustentabilidade. Estas medidas visam o aumento do recrutamento e da colonização de ictiofauna na Lagoa de Santo André.

2. Área de estudo

Área de estudo

Situada no distrito de Setúbal, a Lagoa de Santo André é a maior lagoa costeira do Alentejo (Moreira *et al.*, 2008), ocupando parte da faixa litoral do concelho de Santiago do Cacém. Nesta região, o clima é temperado. No Inverno, os meses são geralmente pluviosos e no Verão, a secura é acentuada, sendo a precipitação média anual de 523 mm e a temperatura média anual, 15,1 °C (Bernardo, 1990; Cruces, 2001; Silveira *et al.*, 2009).

A área do seu corpo lagunar ocupa cerca de 150 ha. Porém, durante o Inverno e com o alagamento de terrenos contíguos, pode cobrir até 360 ha (Bernardo, 1990; Cancela da Fonseca, 1989). À semelhança daquilo que acontece noutras lagoas costeiras confinadas, a Lagoa de Santo André é, em geral, pouco profunda, apresentando uma profundidade média anual de 1,8 m e profundidade máxima de 4 m nos canais principais (Freitas *et al.*, 1999).

Separada do Oceano Atlântico por um extenso cordão dunar, a ligação da Lagoa de Santo André com o mar é normalmente estabelecida através da abertura artificial de um canal. O estabelecimento desta ligação é concretizado no equinócio da primavera (Silveira *et al.*, 2003), por rompimento do cordão dunar que a separa do mar. Nesta altura, devido à precipitação que ocorreu durante o Inverno e à existência das marés equinociais, o desnível entre as cotas do plano de água no interior da lagoa e da maré vazia no oceano é máximo (Nahon *et al.*, 2011; Pires *et al.*, 2011; Stuij, 2014) resultando na abertura de um canal mais largo (Cancela da Fonseca *et al.*, 1989). Este canal permanece aberto durante um período variável que pode durar entre poucos dias a algumas semanas e fecha progressivamente de forma natural através da ação do mar (Cancela da Fonseca *et al.*, 1989).

É durante a abertura da lagoa ao mar, que ocorrem as principais permutas entre estes sistemas. Isto permite, não só a exportação de nutrientes e sedimentos, renovando as massas de água e prevenindo a eutrofização e o assoreamento da lagoa, como também, permitir o recrutamento de espécies provenientes do oceano (Silveira *et al.*, 2003).

A Lagoa de Santo André é constituída por uma bacia hidrográfica com cerca de 145 km², com dois prolongamentos laterais (dois braços) que se subdividem e alongam na direção Norte – Sul (figura 2.1). O braço mais a oeste é constituído pelos poços do Ortigão, da Zimbreira, dos Caniços, do Pinheirinho; o outro, mais interior, é composto pelos poços dos Alguidares e do Pinheiro. A lagoa é essencialmente drenada por três ribeiras, cujo fornecimento de água doce se revela importante para definir ecótonos influenciados por parâmetros como a salinidade, tipo de sedimentos ou teores de matéria orgânica (Félix *et al.*, 2015). As ribeiras Cascalheira, Cerradinha e Badoca, são as principais responsáveis pela criação do gradiente decrescente, de jusante para montante, da salinidade e da dimensão do grão de sedimento (Correia *et al.*, 2012). A salinidade pode variar entre 1,9, que ocorre em períodos de maior precipitação (Costa *et al.*, 1985), e valores muito próximos daqueles encontrados no mar durante o período em que se estabelece a ligação da lagoa com o mar.

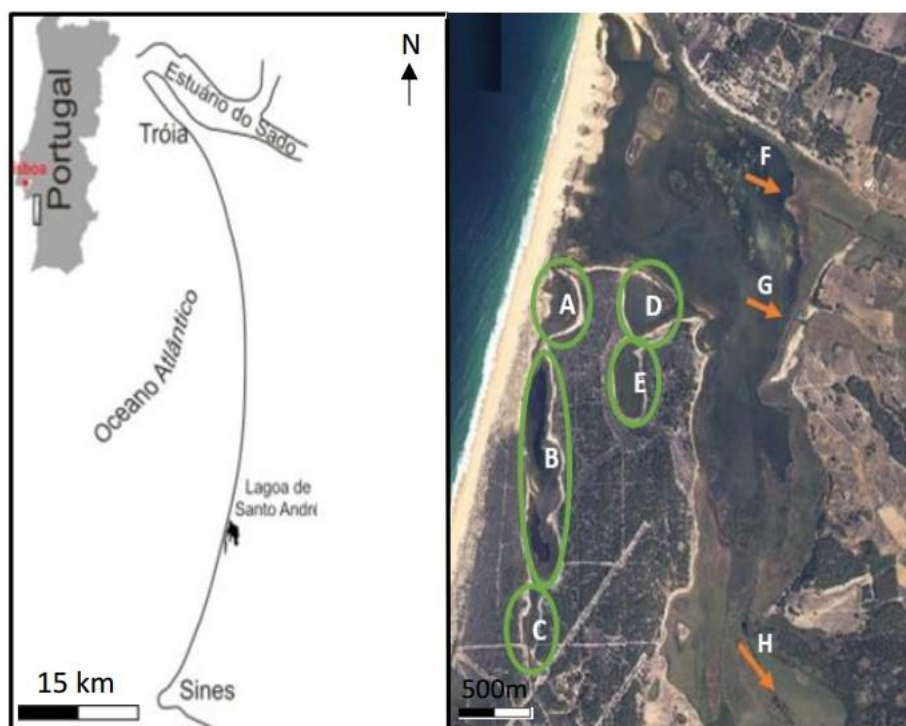


Figura 2.1. Área de estudo: Lagoa de Santo André. Os círculos assinalam os poços: A - Ortigão; B - Zimbreira; C - Caniços; D - Alguidares; E - Pinheiro. As setas assinalam os locais onde desaguam as principais ribeiras: F - Cascalheira; G - Cerradinha; H – Badoca. Fonte: Santos (2016).

Relativamente ao sedimento, o fundo da lagoa é composto por sedimentos arenosos na região mais a jusante e lodos de origem continental nas regiões mais a jusante (figura 2.2).

Como acontece noutras lagoas costeiras confinadas, a decomposição da matéria vegetal, muito abundante na Lagoa de Santo André, resulta em condições de elevada produção primária e, consequentemente, eutrofização. A elevada concentração de nutrientes e o aumento da temperatura no verão, associadas a uma baixa concentração de oxigénio dissolvido próximo do fundo da lagoa, podem

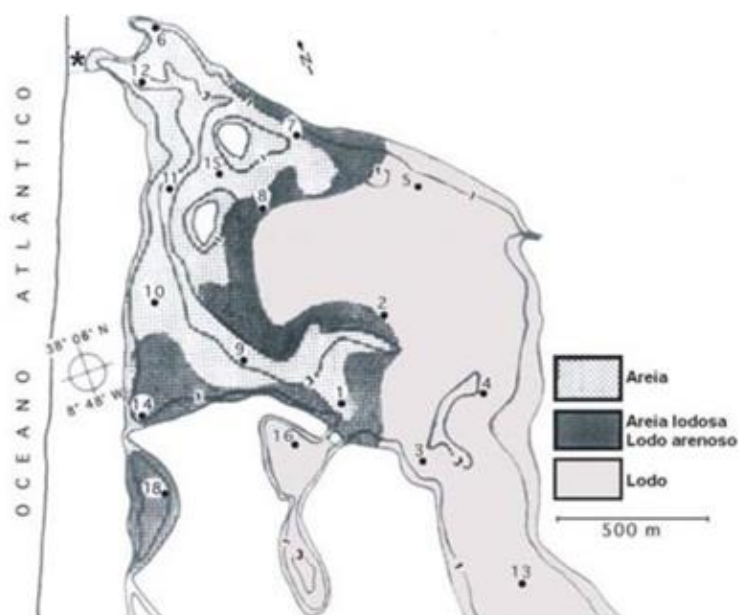


Figura 2.2. Distribuição do tipo de sedimento na Lagoa de Santo André. Adaptado de Bernardo *et al.* (1988).

originar crises distróficas (Bernardo *et al.*, 1988), fenómeno que causa elevada mortalidade em diferentes espécies de peixes.

As comunidades de macroinvertebrados bentónicos variam conforme a estruturação dos gradientes ambientais na lagoa e a estrutura destas comunidades está fortemente associada ao fornecimento de água doce e à entrada de água do mar durante a abertura (Félix *et al.*, 2015). O caranguejo *Carcinus maenas* é uma espécie de destaque, encontrando-se em toda a área da lagoa e durante todo o ano. Os taxa *Chironomidae*, *Ostracoda*, *Peringia ulvae*, *Oligochaeta*, *Lekanesphaera hookeri* e *Abra segmentum* representam cerca de 90% da abundância média observada por Félix *et al* (2015).

A ictiofauna da Lagoa de Santo André é caracterizada por uma comunidade de migradores catádromos, espécies marinhas e espécies residentes. Os migradores catádromos e as espécies marinhas são essencialmente representados pela enguia-europeia, a tainha (*Liza ramada*, Risso 1827; *Liza aurata*, Risso 1810; *Chelon labrosus*, 1827; *Mugil cephalus*, Linnaeus 1758), o robalo-legítimo (*Dicentrarchus labrax*, Linnaeus 1758), o sargo (*Diplodus sargus*, Linnaeus 1758), o linguado (*Solea senegalensis*, Kaup 1858) e a dourada (*Sparus aurata*, Linnaeus 1758). As espécies residentes são as marinhas (*Syngnathus abaster*, Risso 1827), o góbio-comum (*Pomatoschistus microps*, Kroyer 1839) e o peixe-rei (*Atherina boyeri*, Risso 1810). Espécies como a sardinha (*Sardina pilchardus*, Walbaum 1792) e o carapau (*Trachurus trachurus*, Linnaeus 1758) abundam na lagoa após o período de abertura, mas deixam de se observar após algum tempo (Cancela da Fonseca, 2002, *in* Santos, 2016).

As aves constituem o grupo faunístico de maior relevância no que diz respeito à conservação da natureza na Reserva Natural da Lagoa de Santo André e da Sancha. A lista de espécies observadas ultrapassa as 270, entre elas o pato-de-bico-vermelho, *Netta rufina* (Pallas, 1773), a andorinha-do-mar-anã, *Sterna albifrons* (Pallas, 1764), o corvo-marinho-de-faces-brancas, *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758), o flamingo, *phoenicopterus roseus* (Pallas, 1811) e o rouxinol-pequeno-dos-caniços, *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) o símbolo da Reserva Natural da Lagoa de Santo André e da Sancha (ICNF).

3. Metodologia geral

Metodologia geral

Neste capítulo aborda-se, de uma forma geral, a metodologia que é comum aos capítulos 4 (recrutamento de ictiofauna na LSA) e 5 (colonização da LSA pela enguia-europeia) e as técnicas de amostragem utilizadas nos dois capítulos.

A quantificação e caracterização do recrutamento de ictiofauna na LSA incluiu uma única abordagem, que consistiu em fundear, de forma faseada e durante o período de abertura da lagoa, um botirão em dois locais representados por “rede1” e rede2” figura 3.1 a).

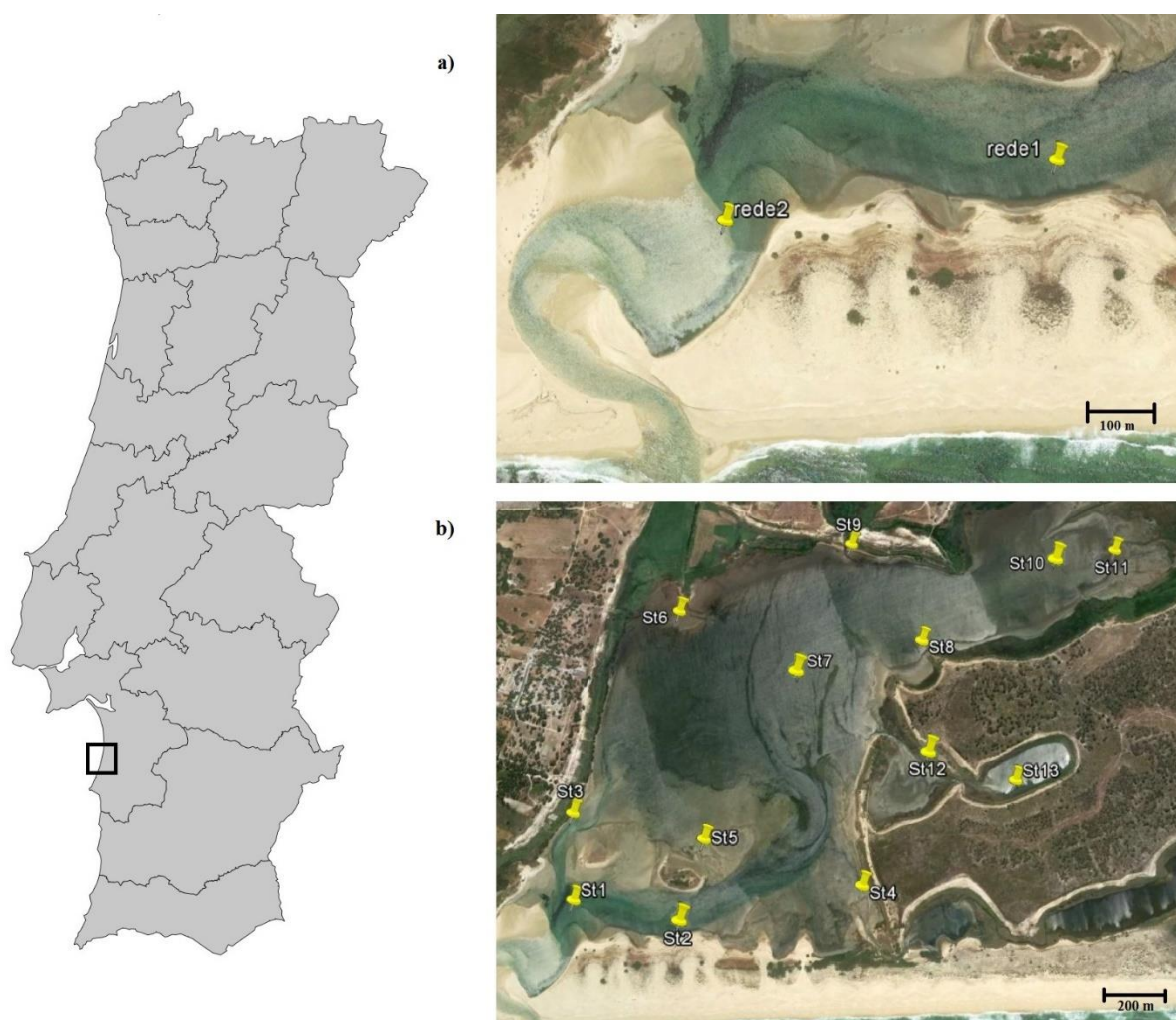


Figura 3.1. Localização das estações de amostragem na Lagoa de Santo André: a) Locais onde foi colocado o botirão para captura das espécies piscícolas que recrutam para a lagoa (rede1 e rede2); b) Locais onde foram colocadas as trouxas (estações St1 a St13) usadas para captura de enguias jovens no decurso da colonização da lagoa. A imagem aérea não corresponde ao ano do presente estudo, pelo que a configuração e local da abertura, bem como o assoreamento representados não são totalmente correspondentes.

Com o objetivo de caracterizar a dinâmica espaço-temporal do meixão no interior da lagoa, após o recrutamento, foi utilizada uma técnica de amostragem passiva, a “trouxa”, uma metodologia inovadora concebida durante o ano 2016. Para tal, foram criadas 13 estações de amostragem (St1 a St13) na lagoa

(figura 3.1 – b), procurando distribuí-las por toda a sua extensão e heterogeneidade de habitats. As coordenadas das diferentes estações de amostragem encontram-se representadas na tabela 3.1.

Tabela 3.1. Estações de amostragem realizadas com a identificação do código atribuído e respetivas coordenadas geográficas.

Código ponto mostragem	Coordenadas Datum Lisboa Hayford-Gauss
rede1	38°06'21.68''N / 008°47'54.32''W
rede2	38°06'35.44''N / 008°47'52.06''W
St1	38°06'33.12''N / 008°47'47.58''W
St2	38°06'22.20''N / 008°47'55.08''W
St3	38°06'30.90''N / 008°47'35.46''W
St4	38°06'01.80''N / 008°47'59.92''W
St5	38°06'17.34''N / 008°47'45.30''W
St6	38°06'12.78''N / 008°47'10.74''W
St7	38°06'01.08''N / 008°47'25.50''W
St8	38°05'46.02''N / 008°47'26.94''W
St9	38°05'50.28''N / 008°47'08.28''W
St10	38°05'20.76''N / 008°47'20.76''W
St11	38°05'19.56''N / 008°47'22.68''W
St12	38°05'49.50''N / 008°47'43.56''W
St13	38°05'41.22''N / 008°47'51.72''W

3.1. Técnicas de amostragem

Botirão

A rede utilizada durante o período de abertura, o botirão (figura 3.2), é uma técnica de amostragem passiva cujo princípio de funcionamento se baseia na influência da corrente induzida pela maré enchente e o transporte passivo da ictiofauna e outros organismos provenientes do mar adjacente à LSA. Para quantificar e caracterizar o recrutamento de ictiofauna na lagoa, fabricou-se um botirão de dimensões adequadas à da abertura da lagoa, que possuía as seguintes características:

- Boca retangular de 2,5 * 1,5 metros e dois alares de 4,50 * 1,50 metros;
- Distância da extremidade de um alar à extremidade do outro de 9,00 metros (quando fundeado);
- Saco piramidal com comprimento de 14,70 metros e o rabeiro de 1,30 metros de comprimento e 0,60 metros de diâmetro;
- Malha de um milímetro;

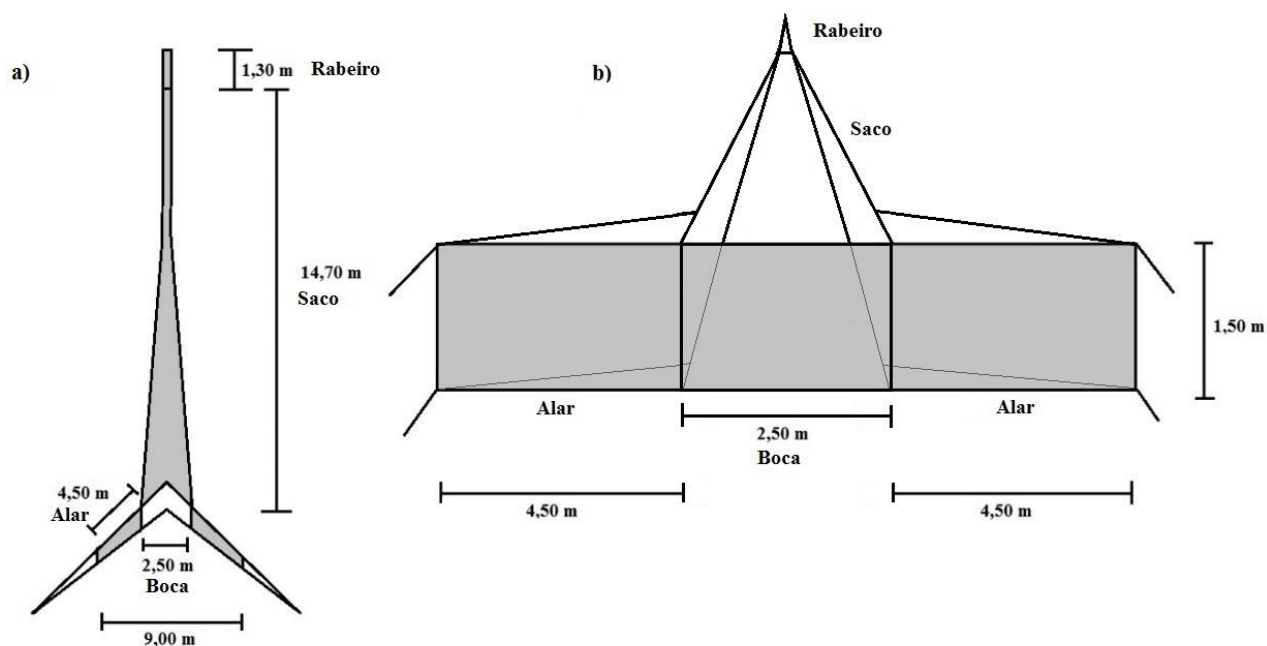


Figura 3.2. Representação esquemática do botirão. a) Botirão fundeado; b) Projeção vertical.

Após a abertura da lagoa ao mar, que ocorreu em fase de lua nova, no dia 9 de março de 2016, aguardou-se que a lagoa drenasse, uma vez que o elevado hidrodinamismo que ocorre durante o período de drenagem, não permite operar o botirão. Assim, quando as condições da lagoa e da maré enchente o permitiram, fundeou-se a rede, tendo sido possível fazê-lo apenas no dia 11 de março. O botirão foi fundeado, com a boca da rede virada para a aberta, num local definido com base no hidrodinamismo que se fazia sentir na zona de abertura da lagoa. Uma vez que, a utilização do botirão requer uma intensidade de corrente de maré suficiente para abrir a rede, mas um hidrodinamismo local demasiado forte poderá arrastá-la ou soterrá-la como consequência da acumulação de sedimento, colocou-se o botirão no canal principal da lagoa o mais próximo possível da aberta, para permitir o seu correto funcionamento.

Atendendo aos princípios de funcionamento do botirão, a amostragem foi realizada em cada maré enchente. No final de cada vazante, eram prospetadas as condições para a pesca. Quando o fluxo da enchente era suficiente para abrir o botirão, iniciavam-se as operações de pesca, fechando-se o rabeiro. No final de cada período de amostragem, todo o material pescado era depositado numa bateria de crivos composta por duas unidades sobrepostas, com o objetivo de separar o meixão das restantes capturas. No crivo superior, com uma malha de rede de 10 mm, ficavam retidos detritos e a maioria das capturas e no crivo inferior, com malha de rede de 1 mm, ficava retido o meixão. Com exceção de alguns estados larvares e juvenis de outros peixes, a grande maioria do material pescado ficou retida no crivo superior.

Trouxa

O uso de habitats artificiais como técnica de amostragem passiva para juvenis da enguia, tem sido proposto, uma vez que, as técnicas de amostragem existentes não têm sido eficazes na recolha de indivíduos de reduzidas dimensões, que não se deslocam com o auxílio de correntes. Estes habitats artificiais, que procuram simular as condições naturais dos habitats onde se estabelecem os juvenis da enguia já foram usados com sucesso em sistemas aquáticos que não se encontram confinados durante quase todo o ano (Silberschneider *et al.*, 2001; Crivelli *et al.*, 2008; Leone *et al.*, 2016). No entanto, os painéis em PVC utilizados por Silberschneider *et al.* (2001) e os tubos em PVC utilizados por Leone *et al.* (2016) não seriam indicados para o presente estudo, uma vez que não permitem o levantamento de todo o material biológico que possa estar presente e tendo em conta a janela temporal entre campanhas de amostragem, o seu soterramento com sedimento seria muito provável, inutilizando os dispositivos. Assim, para o caso particular da Lagoa de Santo André, desenvolveu-se a trouxa (figura 3.3), como metodologia de colheita. A trouxa é uma metodologia de amostragem passiva, cujo princípio de funcionamento se baseia no comportamento dos juvenis de enguia durante o seu estabelecimento nos sistemas aquáticos continentais. Com o objetivo de fornecer substrato para a colonização espontânea de meixão e *elvers* (enguias pigmentadas de reduzidas dimensões), a trouxa tem a particularidade de permitir o estabelecimento e a fuga espontânea destes, caso as condições do meio não sejam favoráveis, podendo os indivíduos estabelecer-se noutros locais. Esta metodologia foi desenvolvida no âmbito do projeto PELSA.



Figura 3.3. Técnica de amostragem passiva - trouxa - usada na captura de jovens enguias (meixão e *elvers*) na Lagoa de Santo André. a) Trouxa simulando a sua posição no fundo da lagoa; b) Pormenor dos cabos ligados ao pano que suporta a trouxa.

A trouxa consiste numa amálgama de rede (18 mm de malhagem), proveniente de antigas nassas de pescadores locais e suportada por uma rede Raschel (1 m²). As extremidades desta rede foram amarradas a cabos compostos por fita de rega (flutuante), permitindo a sua recolha do fundo da lagoa sem que ocorressem perdas de material biológico no processo. A dimensão da malhagem da amálgama de rede, tinha como objetivo permitir apenas a passagem de indivíduos de menores dimensões, proporcionando abrigo e possibilitando a sua fuga espontânea. Todas as trouxas foram fundeadas, com um peso no interior, várias semanas antes do início da amostragem. Desta forma, o odor artificial foi neutralizado e a flora e fauna circundantes puderam fixar-se, tendo a trouxa funcionado como substrato, o que lhe confere melhor capacidade para mimetizar o substrato natural, tal como proposto por Silberschneider *et al.* (2001).

Em todas as estações de amostragem (St1 a St13) foram colocadas três trouxas (replicados), com uma área de 1m² cada, totalizando 39 m² de área colonizável.

3.2. Análise de dados

Estimativas para o recrutamento de ictiofauna

A estimativa do recrutamento proveniente da zona costeira, que entra na LSA durante a sua ligação ao mar, foi um dos objetivos do presente estudo. Assim, a captura de recrutas de toda a ictiofauna (estados larvares e juvenis) na LSA incidiu na recolha de uma fração de indivíduos (amostragem), pelo que a estimativa do recrutamento total (população de recrutas), se baseou em 3 pressupostos fundamentais:

- (1) – Após entrada de recrutas na lagoa, a sua distribuição pela mesma ocorre de forma homogénea em toda a secção transversal de jusante. Assim, foi assumido que a amostragem efetuada na fração seccional correspondente à abertura do botirão é representativa, em abundância de indivíduos, de toda a secção transversal de jusante.
- (2) – As amostragens efetuadas ao longo de cada maré enchente representam a variação temporal do recrutamento dessa maré, pelo que a média dessas amostragens representam a sua abundância nesse período.
- (3) – À entrada de recrutas das diferentes espécies são aplicados, de igual forma, os pressupostos acima mencionados.

O cálculo da estimativa do recrutamento, por maré, na lagoa foi efetuado com base na Equação 1:

$$R_m = \frac{\bar{x} * m * sl}{t * sr} \quad (1)$$

em que, R_m representa o total de indivíduos que entraram na lagoa numa maré; \bar{x} , a média de indivíduos capturados numa maré; m representa uma constante, 180, o tempo médio durante o qual se dá entrada de água na lagoa em minutos (maré enchente); sl , o comprimento da secção da lagoa com todos os pontos à mesma distância da abertura, a partir do local da rede; t representa o tempo médio de amostragem; sr o comprimento de um alar ao outro (secção de amostragem) quando a rede se encontra a pescar.

Para se estimar o número total de indivíduos que entrou na lagoa deve ser utilizado o somatório do total de indivíduos recrutados em cada maré. Para os dias em que não foi possível pescar, afigurou-se mais fidedigno estimar o recrutamento destes dias, com base nos dados obtidos nos restantes dias de amostragem. Assim, o cálculo da estimativa de recrutamento total na lagoa durante o seu período de abertura ao mar foi calculado através da seguinte expressão (Equação 2):

$$R_T = \sum_{i=1}^5 R_{mi} + \bar{R}_m \times m_i \quad (2)$$

em que, R_T designa o recrutamento total; $\sum R_{mi}$ representa o número de indivíduos que entrou na lagoa durante os dias das operações de pesca; \bar{R}_m representa a média dos recrutamentos de todas as marés; Este valor foi multiplicado por m_i que representa o número de marés para as quais não foram realizadas operações de pesca ou estas forneceram dados pouco fidedignos. O peso total do recrutamento foi obtido através do peso fresco médio dos indivíduos recolhidos, para cada dia, multiplicado pelo número total de indivíduos estimado.

4. Recrutamento de ictiofauna na Lagoa de Santo André

4.1. Enquadramento

Através da pesca na Lagoa de Santo André, subsistem vários pescadores e as suas famílias. Tendo em conta as restrições à pesca da enguia, O ICNF, entidade responsável pela gestão da pesca, procurou compensar a comunidade piscatória potenciando o uso de outras artes de pesca, de modo a valorizar culturalmente e economicamente o restante pescado. Com esta medida pretendeu-se distribuir a pressão da pesca sobre a enguia pelas restantes espécies. Assim, essas espécies ganharam relevância nos últimos anos. Entre elas destacam-se o robalo, o linguado, as tainhas e a dourada, que no ano de 2016 corresponderam a 35 % do número total de capturas reportado pelos pescadores (65% enguias) (Santos, 2016).

O recrutamento de ictiofauna na Lagoa de Santo André, ocorre durante o período em que se estabelece a ligação ao mar (Silveira *et al.*, 2003). Nesta altura, os estados larvares e juvenis de peixes colonizam a lagoa, onde permanecem até atingirem estados sub-adultos ou adultos. Na verdade, as lagoas costeiras, que tal como os estuários funcionam como zonas de viveiro para várias espécies de peixes, estão descritas como importantes suportes às pescas locais (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2007). Em muitos destes locais, quando os peixes atingem estados mais desenvolvidos, migram para o mar, de forma a completarem o seu desenvolvimento e poderem reproduzir-se (Bamber *et al.*, 1992; Dufour *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa e Marcos, 2012). Na Lagoa de Santo André isso poderá não ser possível para a maioria das espécies, uma vez que a comunicação com o mar ocorre apenas uma vez por ano, durante um período de tempo normalmente curto.

Os dados disponíveis revelam que o rendimento da pesca na Lagoa de Santo André tem sido bastante variável ao longo dos anos, desde cerca de 1970, como é possível observar na figura 4.1 (Santinhos, 2013). Segundo Silveira (2004 *in* Santinhos, 2013), esta variabilidade deve-se “em grande parte ao sucesso da abertura da lagoa ao mar, tendo sido o rendimento maior quando a lagoa permanece aberta durante períodos longos”. Ainda assim, não existe nenhum estudo até ao momento que confirme esta relação.



Figura 4.1. Rendimentos da pesca (todas as espécies) ao longo dos anos, na Lagoa de Santo André (Fonte: Santinhos 2013).

Uma vez que a duração do período de abertura é também extremamente variável, é relevante compreender se este fator tem impacto no rendimento da pesca e caso tenha, compreender a magnitude deste impacto. A gestão dos recursos pesqueiros não deve ser feita sem um profundo conhecimento da ecologia dos próprios recursos e de todas as dimensões que os afetam (FAO, 1995; 1997; Charles, 2001).

Por esta razão torna-se de extrema importância compreender a dinâmica dos processos que contribuem para a flutuação das populações das diferentes espécies de ictiofauna, na Lagoa de Santo André. A caracterização e quantificação da ictiofauna que recruta na Lagoa de Santo André permite, num período em que os efetivos populacionais da enguia-europeia se encontram perto de mínimos históricos (ICES, 2016), adquirir informação que faculta às entidades competentes a capacidade de adequar medidas, fundamentadas em factos, para a gestão da pesca.

Assumindo então que o recrutamento das diferentes espécies piscícolas, na Lagoa de Santo André, ocorre durante o período em que se estabelece a comunicação da lagoa com o mar, os objetivos específicos deste capítulo incluem:

- Caracterizar e quantificar o recrutamento da ictiofauna.
- Compreender os fenómenos ambientais e mecanismos biológicos associados a este recrutamento.
- Determinar a relação entre as condições de abertura da lagoa ao mar e a quantidade de pesca.

4.2. Metodologia

4.2.1. Operações de pesca

Recorrendo ao botirão com as características descritas no capítulo 3 (Metodologia Geral), realizaram-se pescas bi-diárias, a partir de dia 11 de março, nas marés enchentes noturnas e diurnas. A rede de pesca colocou-se inicialmente no canal principal, no local designado “rede1” na figura 3.1 a), disposta no capítulo 3. Ao longo do período de amostragem e à medida que o cordão dunar se ia recompondo (fecho natural da lagoa), a influência da maré enchente deixou de ser suficiente de modo a permitir o funcionamento do botirão no local inicialmente designado. Por essa razão, deixou de ser possível pescar nesse local, e no dia 17 de março, o botirão foi realocado para mais próximo da “aberta” (rede2). No dia 18 de março, o canal da abertura da lagoa fechou, não sendo possível concretizar mais operações de pesca. O restabelecimento do cordão dunar e o consequente isolamento da lagoa determinou, no dia 18 de março, o final do período das amostragens.

Devido à altura do cordão dunar, mais elevado que o nível do mar no estofo da vazante, a corrente da enchente, dentro da lagoa, apenas foi suficiente para abrir o botirão durante cerca de 3 horas. Neste período, as operações de pesca foram realizadas com uma periodicidade horária, em amostragens de 10 minutos, sendo possível realizar 3 operações de pesca por maré enchente. No final de cada período de amostragem e após a separação do meixão do restante material biológico, com recurso à bateria de crivos, o material biológico foi sempre pesado. De seguida, foi realizada uma sub-amostragem ao total do material biológico e todos os indivíduos contidos na sub-amostra foram sacrificados com uma dose letal de anestésico (2-fenoxietanol) e conservados em álcool a 70°.

4.2.2. Metodologia de laboratório

Todo o material capturado durante as operações de pesca foi sujeito a um processo de triagem. Durante este processo procurou-se separar todos os estados larvares e juvenis de ictiofauna do restante material biológico para posterior identificação até ao menor nível taxonómico possível (Arias e Drake, 1990; Ré, 1999; Ré e Meneses, 2008). Em todos os casos foram registadas as medidas de comprimento total sempre que o estado de conservação dos exemplares o permitiu.

4.2.3. Análise de dados

Caracterização da amostra

Para avaliar se a proporção de indivíduos que é capturada durante a noite, difere significativamente da proporção de indivíduos capturada durante o dia, aplicou-se o teste não paramétrico *Wilcoxon* para amostras emparelhadas. Para correr o teste foram elaboradas as hipóteses nulas (H_0) e as respetivas hipóteses alternativas (H_1):

- H_0 : Não há diferença significativa entre o número de indivíduos que entra na lagoa durante a noite e o número de indivíduos que entra durante o dia.
- H_1 : Há diferenças significativas entre o número de indivíduos que entra na lagoa durante a noite e o número de indivíduos que entra durante o dia.

As proporções dia/noite foram graficadas com recurso ao *software Microsoft Office Excel 2016* e os testes *Wilcoxon* foram efetuados com o auxílio do *software IBM SPSS Statistics 21* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA). O nível de significância utilizado foi de 0,05.

Foram ainda determinadas as relações entre o comprimento total dos indivíduos (mm) e a velocidade de corrente da enchente (m/s), apenas para os casos em que o número de amostras o permitia fazê-lo. As

regressões lineares foram obtidas, após garantir que os pressupostos eram cumpridos (*software* IBM SPSS Statistics 21 (IBM Corporation, North Castle Drive, USA)), com recurso ao *software* Microsoft Office Excel 2016.

Influência da abertura da lagoa nos quantitativos de pesca

Os dados das pescas reportados pelos pescadores a partir de 2004 (altura em que foi criada a zona de pesca profissional), assim como os dados relativos à abertura da lagoa ao mar, foram fornecidos pelo ICNF, a entidade responsável pela regulamentação da gestão da atividade piscatória.

Tendo por base os dados de pesca e da abertura da lagoa, desde a criação da ZPP, fornecidos pelo ICNF e de maneira a compreender se os quantitativos de pesca são influenciados pela abertura da lagoa, foi feito um teste estatístico de análise de variância multivariada não paramétrico, PERMANOVA (*“Permutational Multivariate Analysis of Variance”*) (Anderson, 2001) com dois fatores (fixos):

- Duração da abertura – corresponde ao número de dias em que a lagoa manteve a ligação ao mar. “Duracao abertura” com 3 níveis: “Curta” – até 15 dias; “Media” – entre 15 e 30 dias; “Longa” – mais de 30 dias.
- Período da abertura – corresponde à altura em que é aberta a lagoa. “Periodo_abertura” com 2 níveis: “Cedo” – até 20 de março; “Tardio” – a partir de 20 de março.

Os dados foram transformados ($\log(X+1)$) e com base nestes foi calculada a matriz de semelhança utilizando o método de *Bray-Curtis*. A análise PERMANOVA foi corrida tendo por base a matriz de semelhança calculada.

A posteriori foram realizados os testes emparelhados para o fator “Duracao abertura” para cada um dos seus níveis, de forma a detetar as diferenças entre eles. Para suportar os resultados obtidos foram também realizadas análises SIMPER para determinar a percentagem de dissemelhança entre os níveis dos fatores e a % de contribuição de cada variável para as dissemelhanças encontradas.

Todas as análises foram executadas através do *software* PRIMER v6.0 (Clarke e Warwick, 2001) e da respetiva extensão PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008). Em todas as análises estatísticas efetuadas considerou-se um nível de significância de 0,05.

Atendendo a que os juvenis da ictiofauna são captura acessória das nassas, foram usados os dados provenientes desta arte de pesca, obtidos a partir de projetos que ocorreram na lagoa em diferentes períodos: o GROUNDSCENE, que decorreu durante o ano 2011 e o PELSA, durante o ano 2016. Em todos os casos, o método de pesca selecionado foi a nassa, sendo que em cada estação de amostragem foram colocados 4 replicados. As amostragens, tanto no projeto GROUNDSCENE como no projeto

PELSA foram realizadas em julho e setembro. As campanhas de pesca do projeto GROUNDSCENE ocorreram após duas aberturas de curta duração. Em 2010 e 2011 a ligação ao mar manteve-se durante 73 e 56 dias, respetivamente. Para que a comparação com os dados do projeto PELSA fosse possível (figura 4.2), selecionaram-se apenas 4 estações de amostragem (1G, 2G, 3G e 4G) o mais próximo possível das estações de amostragem estabelecidas para o projeto PELSA (1P, 2P, 3P e 4P). No caso da estação 4G, como não existia nenhuma estação no projeto GROUNDSCENE próxima do local da estação 4P do projeto PELSA, tentou-se, entre as estações disponíveis, encontrar a estação com maiores semelhanças entre habitats. Determinou-se que seria a estação aqui representada como 4G, uma vez que as restantes estações do projeto GROUNDSCENE se encontram na proximidade do local onde desaguam ribeiras e seriam por isso muito diferentes da estação aqui designada como 4P.

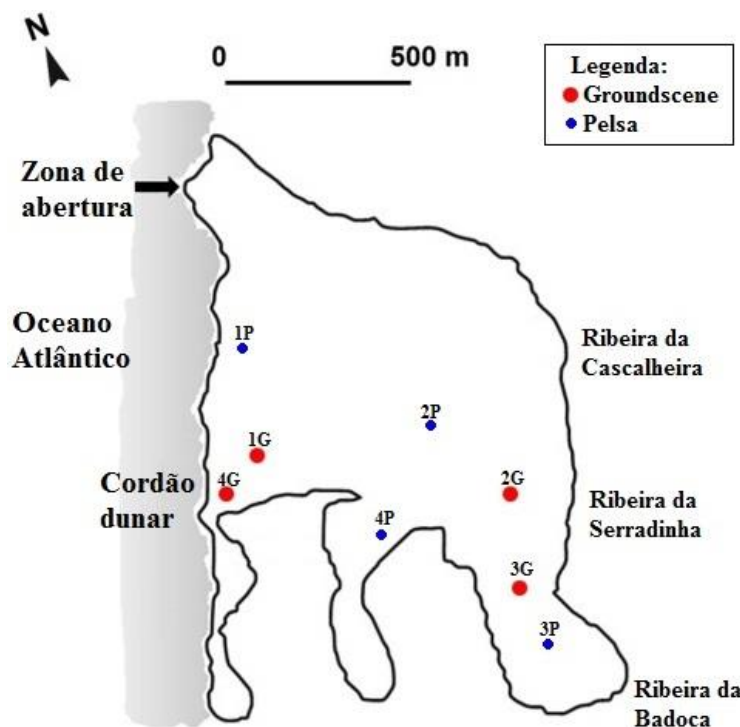


Figura 4.2. Estações de amostragem selecionadas por proximidade e semelhança de habitats do GROUNDSCENE e PELSA. As estações com o mesmo número foram consideradas próximas ou com habitat semelhante. Adaptado de Félix *et al.* (2015).

A comparação dos resultados foi efetuada nos períodos homólogos dos respetivos anos, utilizando os meses de amostragem correspondentes de julho e setembro.

Influência do gradiente hidráulico na abertura da lagoa

Para determinar a relação entre o gradiente hidráulico e a duração da abertura da lagoa, realizou-se uma regressão linear, após a garantia de cumprimento dos pressupostos desta análise. A análise do cumprimento dos pressupostos foi realizada recorrendo ao *software* IBM SPSS Statistics 24 (IBM Corporation, North Castle Drive, USA) e a regressão linear através do *software* Microsoft Office Excel 2016.

4.3. Resultados

4.3.1. Caracterização da amostra

No total dos 2095 indivíduos referentes à amostra total, foram identificadas 11 espécies, não tendo sido possível identificar 27 indivíduos. Dos 2095 indivíduos analisados (figura 4.3), 1195, correspondiam à sardinha, *Sardina pilchardus* (57%), 635 à galeota-menor, *Ammodytes tobianus* (30%) e 157 ao góbio comum, *Pomatoschistus microps* (8%), tendo estas sido as espécies mais capturadas. Foram identificados 41 indivíduos (2%) como pertencendo à espécie *Sparus aurata* (dourada), e um total de 67 indivíduos (3%) pertencentes a outras espécies que foram capturadas em menores quantidades. Destes 67 indivíduos, identificaram-se 13 indivíduos pertencentes à espécie *Syngnathus acus* (marinha-comum), 11 exemplares da espécie *Atherina boyeri* (peixe-rei), 6 da espécie *Lypophrys trigloides*, 1 biqueirão (*Engraulis encrasicolus*), 1 cavala (espécie *Scomber colias*) e 8 indivíduos de espécies de tainha, *Liza aurata* e *Liza ramada* (3 e 5 indivíduos respetivamente).

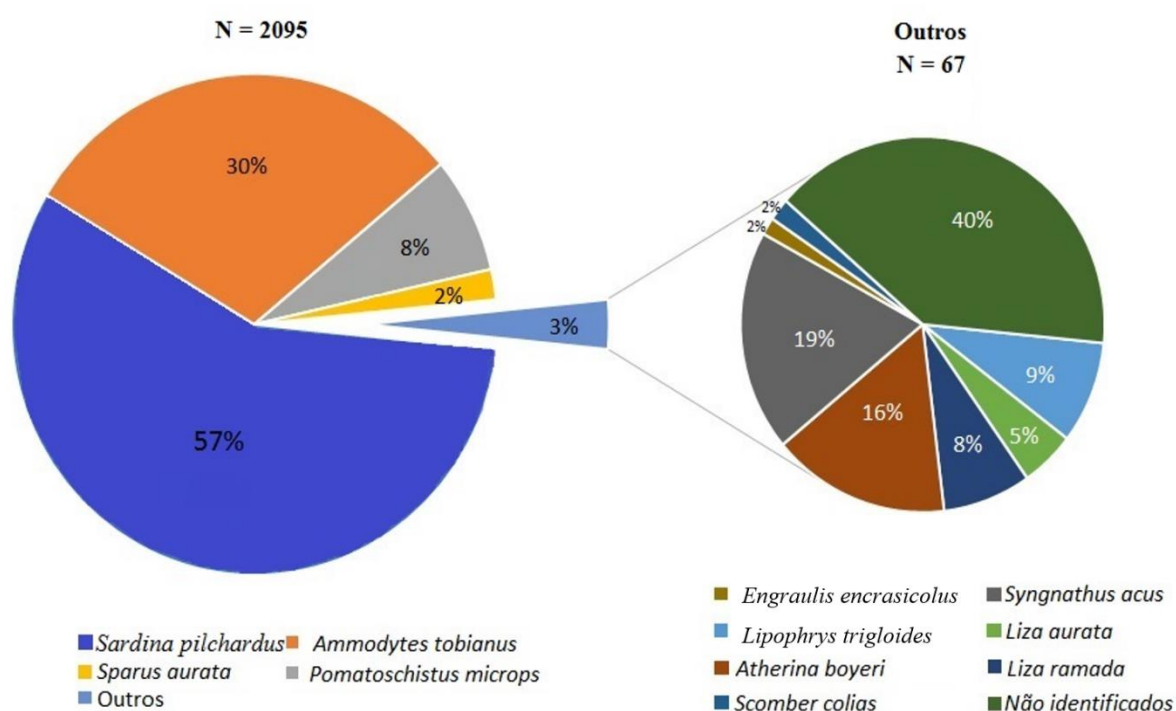


Figura 4.3. Proporções das diferentes espécies capturadas durante a campanha de amostragem com recurso ao botirão entre os dias 11 e 17 de março de 2016.

Proporções marés noturnas / marés diurnas

Na amostra recolhida, entre os 1918 indivíduos capturados que não são residentes, 1699 (89%) foram capturados durante uma maré enchente que ocorreu durante a noite e 219 (11%) durante o dia (figura 4.4). Na mesma figura é possível verificar os rácios de capturas em marés enchentes, que ocorreram durante a noite e o dia, para as espécies que entraram em maior abundância na lagoa: a sardinha, a galeota-menor e a dourada. No caso da sardinha, num total de 1195 indivíduos, 1089 (91%) foram capturados durante a noite e 106 (9%) durante o dia. No caso da galeota-menor, em 635 indivíduos capturados, 564 (89%) foram capturados durante a noite e 70 (11%) durante o dia. Por fim, relativamente à dourada, num total de 41 indivíduos, 32 (77%) foram capturados durante uma maré noturna e 9 (23%) durante uma maré diurna.

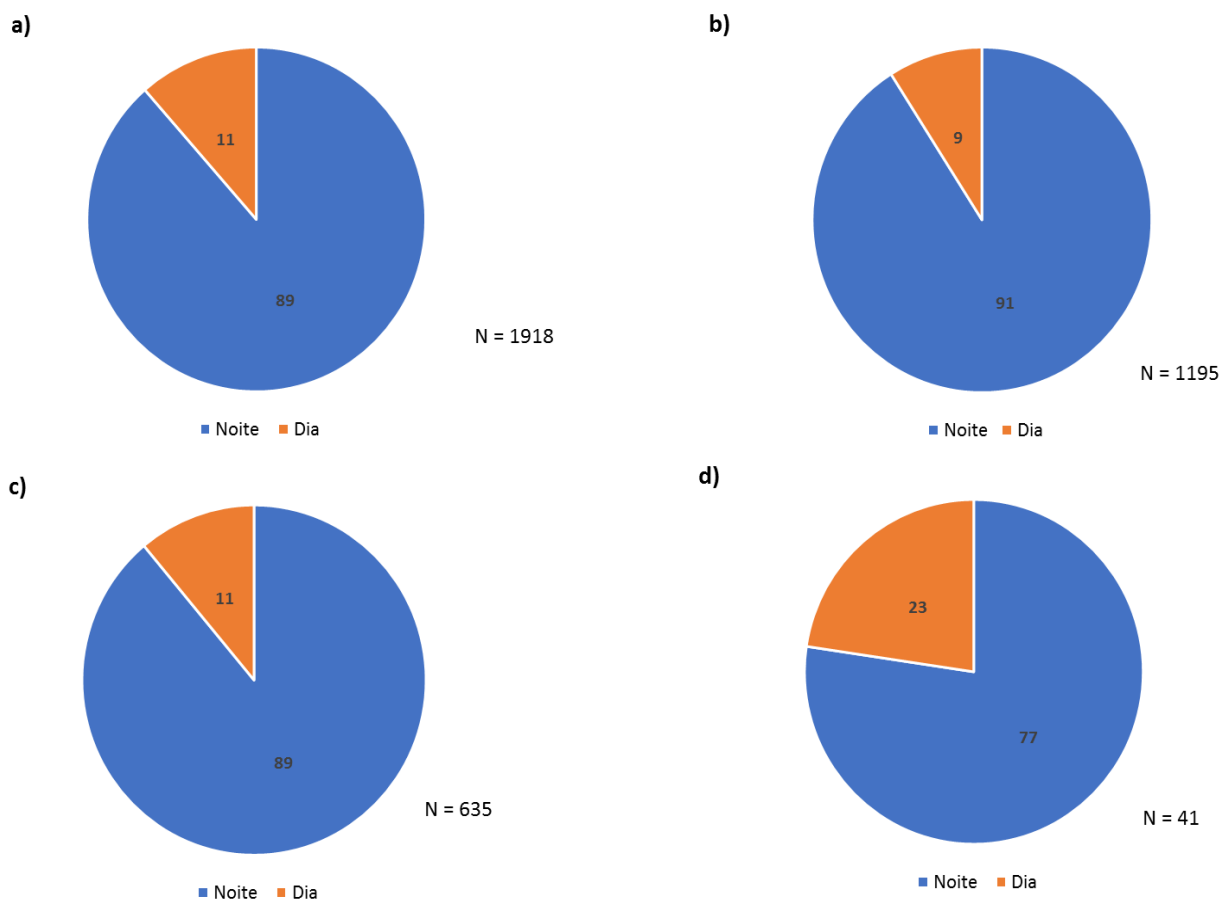


Figura 4.4. Proporções dos indivíduos capturados em amostragens realizadas durante a noite e durante o dia: a) total dos indivíduos; b) Sardinha (*Sardina pilchardus*); c) Galeota-menor (*Ammodytes tobianus*); d) Dourada (*Sparus aurata*).

O teste de *Wilcoxon* realizado (tabela 4.1), considerando o número total de indivíduos não residentes, capturados em marés enchentes noturnas e diurnas, revelou que existem evidências estatísticas suficientes para rejeitar H_0 . Assim, aceita-se que existem diferenças estatisticamente significativas entre as marés, noturnas e diurnas, no que diz respeito ao número de indivíduos que entra na lagoa, independentemente da espécie. Relativamente às espécies testadas (sardinha, galeota-menor e dourada), apenas a aplicação do teste ao número de sardinhas capturadas revelou diferenças entre as marés noturnas e diurnas, tendo sido rejeitada H_0 . No caso da galeota-menor e da dourada, o mesmo não acontece, não se rejeitando H_0 , *i.e.*, constatando que não existem diferenças estatísticas significativas entre o número de indivíduos capturados durante uma maré noturna e o número de indivíduos capturados durante uma maré diurna.

Tabela 4.1. Testes *Wilcoxon* para amostras emparelhadas (dia e noite) realizados para o total dos indivíduos, a sardinha, a galeota-menor e a dourada.

Amostra	Diferenças das medianas	Soma Ranks positivos	Soma Ranks negativos	Teste <i>Wilcoxon</i> (<i>p-value</i> 0,05)		Resultado
				Estatística W	W crítico	
Total	194,86	28	0	0	2	$W \leq W_{crit}$
Sardinha	133,29	26	2	2	2	$W \leq W_{crit}$
Galeota-menor	88,17	18	3	3	2	$W > W_{crit}$
Dourada	3,17	17	4	4	0	$W > W_{crit}$

Comprimento total dos indivíduos

Na tabela 4.2 é possível observar a média dos comprimentos totais dos indivíduos capturados que não são residentes, por espécie. A maioria dos indivíduos encontra-se no estado larvar pós-flexão de notocorda, tendo já a barbatana caudal desenvolvida.

Tabela 4.2. Média do comprimento total, em milímetros, por espécie.

Espécie	Comprimento	
	Total (mm)	Erro padrão
<i>Sardina pilchardus</i>	27,2	$\pm 0,17$
<i>Ammodytes tobianus</i>	35,8	$\pm 0,22$
<i>Sparus aurata</i>	12,6	$\pm 0,39$
<i>Lipophrys trigloides</i>	14,6	$\pm 3,33$
<i>Liza aurata</i>	20,0	-
<i>Liza ramada</i>	20,0	$\pm 1,15$
<i>Engraulis encrasicolus</i>	13,0	-
<i>Scomber colias</i>	-	-

As regressões lineares entre o comprimento total dos indivíduos e a velocidade de corrente foram obtidas para a amostra de sardinha (*Sardina pilchardus*) e a amostra de galeota-menor (*Ammodytes tobianus*), encontrando-se representadas na figura 4.5. Como é possível verificar, apesar de haver alguma dispersão em relação à reta de tendência no caso da sardinha, representada na figura 4.5 a), em ambos os casos o comprimento total dos indivíduos diminui com a velocidade de corrente.

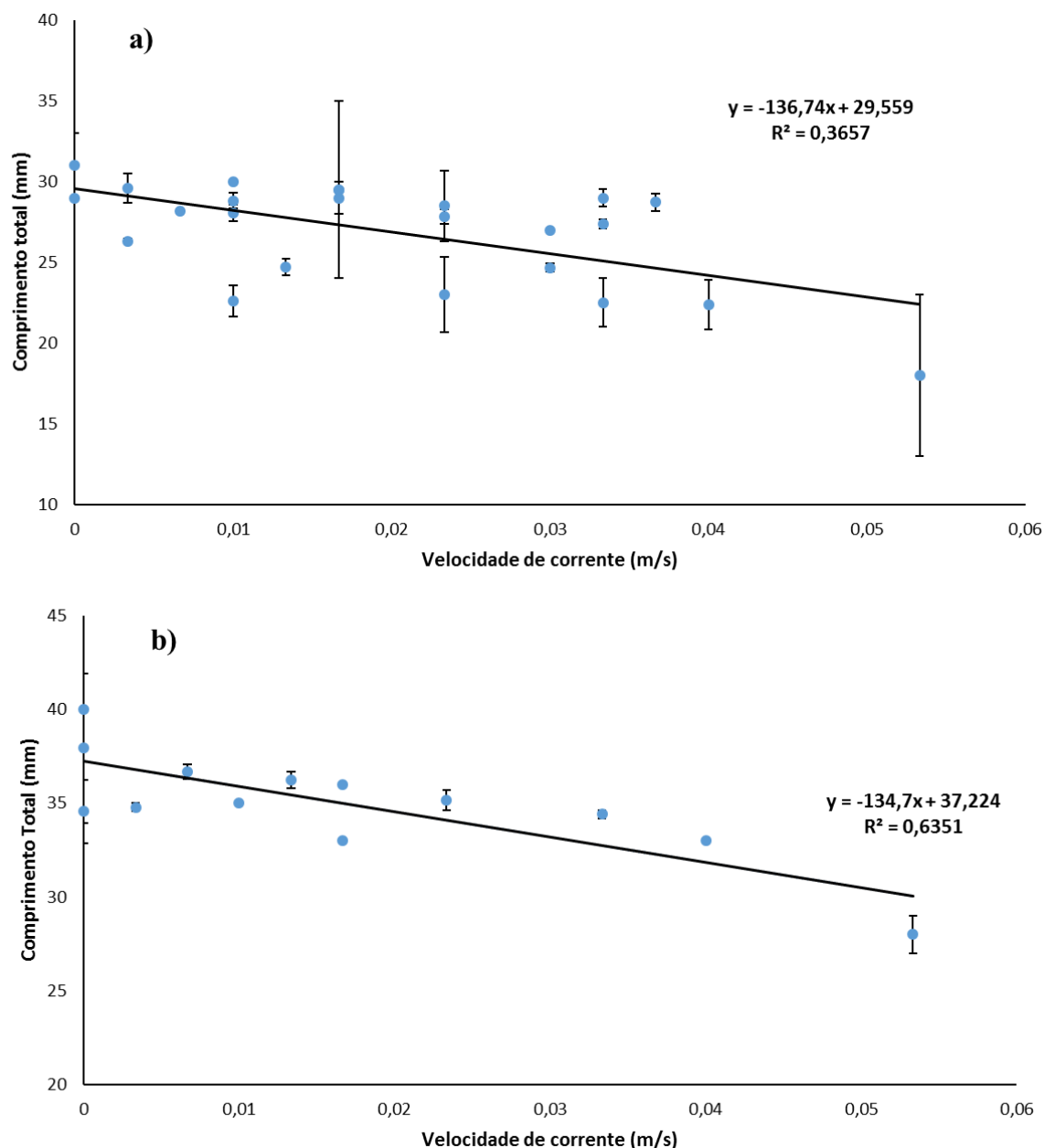


Figura 4.5. Regressões lineares entre comprimento total (mm) e velocidade de corrente (m/s) (barras – erros padrão) obtidas para: a) Sardinha (*Sardina pilchardus*) – p -value < 0,01; b) Galeota-menor (*Ammodytes tobianus*) – p -value < 0,01.

Na figura 4.6, encontra-se representado o gráfico de dispersão relativo ao comprimento dos indivíduos de sardinha ao longo das horas em que foram efetuadas as amostragens. Nas marés enchentes que tiveram início durante a noite, há uma correlação negativa significativa entre o tamanho dos indivíduos e a hora a que são capturados (correlação de *Spearman*, $R = -0,8506$, p -value < 0,001). Durante o dia, não se verificou qualquer correlação entre a hora de captura e o comprimento dos indivíduos (Correlação de *Spearman*, $R = 0,2337$, p -value > 0,05).

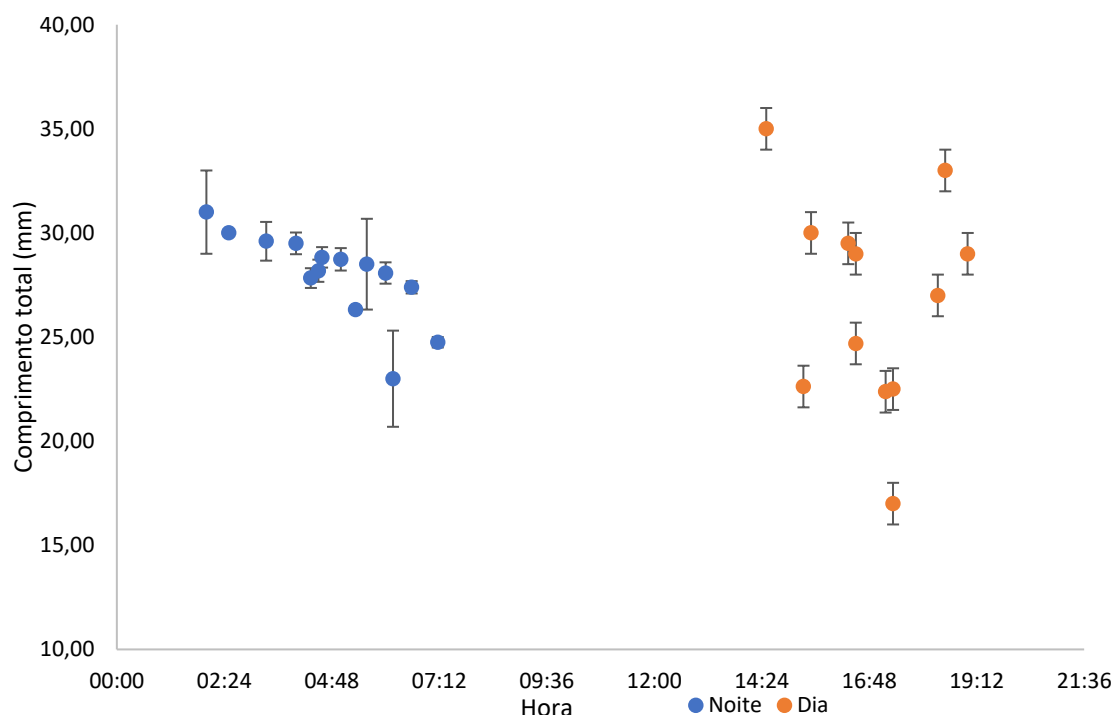


Figura 4.6 - Gráfico de dispersão para a média do comprimento total dos indivíduos de sardinha (mm) e a hora do dia e respectivos erros padrão. As amostras representadas a azul foram capturadas numa maré enchente que começou durante a noite.

4.3.2. Estimativa do recrutamento da ictiofauna

As estimativas para o recrutamento das diferentes espécies de ictiofauna que entraram na lagoa foram calculadas com recurso às equações 1 e 2, presentes no capítulo 3. Estas encontram-se dispostas na tabela 4.3. Foi estimado que terão entrado um total de 1181041 (erro padrão = ± 250636) larvas e juvenis de peixes, sendo que os resultados obtidos revelam que as espécies que entraram na lagoa com maior abundância foram a sardinha (*Sardina pilchardus*), a galeota-menor (*Ammodytes tobianus*) e a dourada (*Sparus aurata*).

Tabela 4.3 - Número de indivíduos capturados e estimados para cada espécie, durante o período em que a lagoa manteve ligação ao mar.

Espécie	Número de indivíduos capturados	Recrutamento total estimado	Erro padrão
<i>Sardina pilchardus</i>	1195	732663	± 213621
<i>Ammodytes tobianus</i>	635	393628	± 130551
<i>Sparus aurata</i>	41	26873	± 7618
<i>Lipophrys trigloides</i>	6	3964	± 1889
<i>Liza aurata</i>	3	2180	± 1551
<i>Liza ramada</i>	5	2846	± 1368
<i>Engraulis encrasicolus</i>	1	-	-
<i>Scomber colias</i>	1	869	± 618
N.I.	27	18019	± 8871

4.3.3. Relação entre período de abertura e a pesca

Relação entre dados de pesca e a abertura da lagoa

No total dos 12 anos analisados, desde a criação da ZPP até à época de pesca de 2015/2016, foram reportados pelos pescadores ao ICNF 47214,44 quilos de peixe, excluindo a enguia. Na tabela 4.4 é possível verificar o total de cada peixe pescado (reportado) em todas as épocas de pesca, desde 2004.

Tabela 4.4 – Total dos quantitativos de pesca (quilos) de todas as espécies (excluindo a enguia), por época de pesca. As épocas com *, representam épocas onde apenas cerca de dez pescadores reportaram os seus dados. Nas restantes épocas, foram sempre mais de trinta os pescadores que reportaram as suas pescas.

Época	Choupa	Congro	Dourada	Linguado	Robalo	Salema	Salmonete	Sargo	Solha	Tainha	Total
04/05*	0	1	1	301	139	0	0	0	0	283	725
05/06*	0	0	0	247	31	0	0	0	0	363	641
06/07*	0	0	0	34	202	0	0	100	0	330	666
07/08	0	29	64	442	539	0	0	60	6	1236	2376
08/09	10	21	48	401	469	0	0	5	0	1542	2496
09/10	35	123	1072	663	1086	0	0	245	15	2945	6184
10/11	5	71	703	437	855	0	0	49	0	3551	5671
11/12	29	40	1688	235	1355	129	0	50	0	2049	5575
12/13	0	9	291	344	2063	0	0	0	0	1648	4354
13/14	2	6	147	752	1776	29	2	10	0	1992	4716
14/15	0	10	1525	968	2163	0	0	5	0	3911	8582
15/16	0	13	117	974	1365	0	0	0	31	2729	5229

A média de capturas de peixe reportadas por pescador encontra-se representada na figura 4.7. Os grupos mais capturados são a tainha, o robalo, a dourada e o linguado, sendo as restantes residuais.

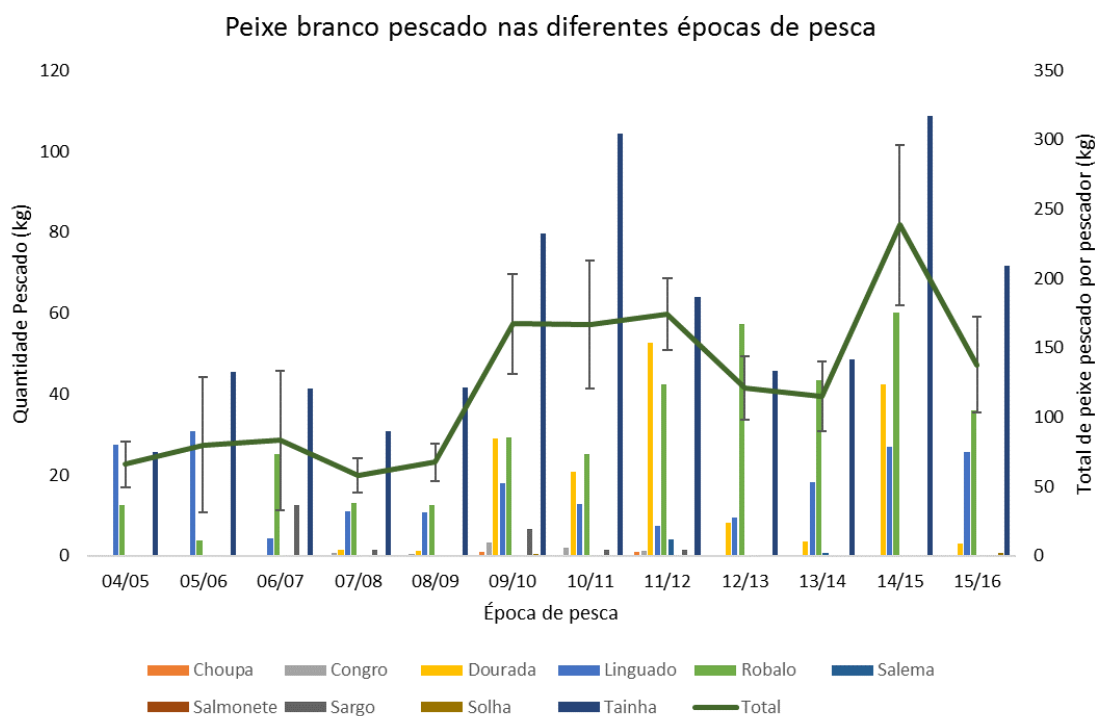


Figura 4.7 - Média de quantidade de pesca por pescador (quilos) e por espécie (eixo principal). O total das espécies encontra-se representado no eixo secundário.

Ao longo dos anos têm sido monitorizadas as condições de abertura da lagoa e retiradas medidas de parâmetros como a cota do plano de água da Lagoa de Santo André (C.P.A.L.) e a cota da baixa mar na abertura da lagoa. O gradiente hidráulico representa a diferença entre estes dois parâmetros. Na tabela é ainda possível observar os dias de abertura e de encerramento dos respetivos anos, assim como o número de dias durante os quais a lagoa permaneceu ligada ao mar. O período de abertura da lagoa foi classificado como curto (“Curta”) nos anos 2005, 2008, 2015 e 2016, razoável (“Razoável”) nos anos 2004, 2009 e 2012 e como longo (“Longa”) nos anos 2006, 2007, 2010, 2011, 2013 e 2014. O dia de abertura, classificado como “Cedo”, ocorreu nos anos 2007, 2009, 2011, 2012, 2014 e 2015 e classificado como “Tardio”, nos anos 2004, 2005, 2006, 2008, 2010 e 2013.

Tabela 4.5 - Classificação das aberturas da lagoa ao mar ao longo dos anos (Adaptado de ICNF).

ANO	C.P.A.L. (m) (ZH)	Cota do B.M. na abertura (m) (ZH)	Gradiente hidráulico (m)	Dia da abertura	Classificação do dia de abertura	Nº de dias de permanência de barra aberta	Classificação da abertura
2004	4,61	0,49	4,12	05/abr	Tardio	25	Razoável
2005	3,69	0,61	3,08	07/abr	Tardio	15	Curta
2006	4,78	0,47	4,31	28/mar	Tardio	42	Longa
2007	5,52	0,47	5,05	18/mar	Cedo	52	Longa
2008	4,19	0,70	3,49	04/abr	Tardio	5	Curta
2009	4,73	0,69	4,04	09/mar	Cedo	28	Razoável
2010	6,69	0,58	6,11	28/mar	Tardio	73	Longa
2011	5,89	0,53	5,36	18/mar	Cedo	56	Longa
2012	3,95	0,60	3,35	07/mar	Cedo	24	Razoável
2013	5,38	0,65	4,73	26/mar	Tardio	83	Longa
2014	5,60	0,48	5,12	28/fev	Cedo	41	Longa
2015	4,69	0,42	4,27	19/mar	Cedo	11	Curta
2016	4,14	0,48	3,66	08/mar	Cedo	9	Curta

A comparação dos quantitativos de pesca, efetuada por meio de uma PERMANOVA com dois fatores, período de abertura (“Periodo_abertura”) e a duração da abertura (“Duracao abertura”), revelou diferenças significativas para ambos os fatores, mas não para a interação entre eles (tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Resultado da análise PERMANOVA efetuada para comparar a quantidade de pesca (quilos) por pescador entre aberturas com diferentes durações e aberturas realizadas em diferentes períodos.

Fatores	Graus de liberdade	SS	MS	Pseudo-F	P (perm)	Permutações
Duração da abertura	2	8947,4	4473,7	3,2985	0,007	9943
Período de abertura	1	4093,6	4093,6	3,0182	0,0362	9949
Duração*Período	2	3909,1	1954,5	1,4411	0,1988	9954

Os testes emparelhados, feitos *a posteriori*, para o fator duração da abertura (tabela 4.7), revelam que neste fator apenas há diferenças significativas entre uma abertura de duração longa e uma abertura de duração curta, sendo a diferença entre estes níveis, a principal responsável pelas diferenças significativas encontradas na PERMANOVA.

Tabela 4.7 – Resultados dos testes emparelhados feitos a posteriori entre os níveis do fator “Duracao abertura”.

Níveis	t	P (perm)	Permutações
Curta, Media	1,4001	0,1228	9964
Curta, Longa	2,2379	0,0048	9959
Media, Longa	1,3303	0,1462	9945

A análise SIMPER realizada para o fator “Duracao abertura” (tabela 4.8) permitiu compreender melhor as principais dissimilaridades entre aberturas que tiveram duração “Curta”, “Media” e “Longa” e complementar a informação obtida através da PERMANOVA. A maior dissimilaridade encontrada foi entre os níveis “Curta” e “Longa” e a menor foi entre os níveis “Media” e “Longa”. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade encontrada entre os diferentes níveis do fator “Duracao abertura” foram, em todos os casos e por ordem decrescente, a tainha, o robalo, o linguado e por fim a dourada. A abundância média da tainha, do robalo e da dourada é mínima quando a abertura é “Curta”. No caso do linguado, o mesmo não se verifica, sendo que quando a abertura é “Curta”, a sua abundância média é máxima. No caso da dourada, o aumento da abundância média com o aumento da duração do período de abertura parece ser mais pronunciado.

Tabela 4.8 – Resultados da análise SIMPER realizada para o fator “Duracao abertura”.

Fator “Duracao abertura”					
Nível Curta vs nível Media, Dissimilaridade média = 55,27					
Espécies	Abundância média		Semelhança média	Desvio padrão	% contribuição
	Curta	Media			
Tainha	2,91	3,07	16,01	0,89	28,97
Robalo	1,74	2,66	15,33	1,09	27,73
Linguado	1,90	1,66	12,38	1,07	22,40
Dourada	0,38	1,41	8,44	0,78	15,28
Nível Curta vs nível Longa, Dissimilaridade média = 58,23					
Espécies	Abundância média		Semelhança média	Desvio padrão	% contribuição
	Curta	Longa			
Tainha	2,91	3,04	18,67	0,89	32,06
Robalo	1,74	2,35	15,42	1,10	26,48
Linguado	1,90	1,41	13,68	1,02	23,49
Dourada	0,38	1,27	7,52	0,78	12,91
Nível Media vs nível Longa, Dissimilaridade média = 54,60					
Espécies	Abundância média		Semelhança média	Desvio padrão	% contribuição
	Media	Longa			
Tainha	3,07	3,04	15,17	0,87	27,78
Robalo	2,66	2,35	14,42	1,00	26,42
Linguado	1,66	1,41	10,71	1,06	19,62
Dourada	1,41	1,27	10,13	0,90	18,56

Para o fator “Periodo_abertura”, a análise SIMPER (tabela 4.9) também revelou que a tainha, o robalo, o linguado e a dourada foram as espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades entre os níveis “Tardio” e “Cedo”, por ordem decrescente. Esta análise permitiu compreender as dissimilaridades entre uma abertura realizada “Cedo” e uma abertura “Tardia”. A tainha, o robalo e a dourada viram a sua abundância média aumentar, quando a abertura ocorreu “Cedo”. Mais uma vez, no caso da dourada este aumento parece ser mais pronunciado. Por outro lado, o linguado, tem a abundância média mais elevada quando a abertura é “Tardia”.

Tabela 4.9 - Resultados da análise SIMPER realizada para o fator "Período_abertura".

Fator Período_abertura					
Nível Tardio vs nível Cedo, Dissemelhança média = 56,79					
Espécies	Abundância média		Semelhança média	Desvio padrão	% contribuição
	Tardio	Cedo			
Tainha	2,82	3,14	17,16	0,88	30,21
Robalo	2,08	2,42	15,08	1,05	26,56
Linguado	1,68	1,52	12,22	1,01	21,53
Dourada	0,61	1,41	8,79	0,83	15,47

Influência da abertura da lagoa no recrutamento

A tabela 4.10 apresenta o número de capturas de espécies na Lagoa de Santo André, durante os projetos GROUNSCENE e PELSA. A diferença entre duas campanhas de pesca, uma precedida por duas aberturas de longa duração (72 e 56 dias) e outra por duas com curta duração (9 e 11 dias), cuja metodologia foi semelhante, reflete profundas diferenças entre as duas. Durante o projeto GROUNSCENE, nos meses de julho e setembro, foram capturados um total de 391 indivíduos de 9 espécies diferentes. Durante o projeto PELSA, não foi capturado nenhum indivíduo com interesse na Lagoa de Santo André. No entanto, foram capturados vários indivíduos da espécie *Sardina pilchardus* e alguns juvenis da espécie *Sparus aurata* entre abril e junho.

Tabela 4.10 - Número de indivíduos, por espécie, capturados durante as campanhas de pesca do GROUNSCENE em 2011 e do PELSA em 2016.

Espécies	GROUNDSCENE 2011								PELSA 2016							
	Julho				Setembro				Julho				Setembro			
	1G	2G	3G	4G	1G	2G	3G	4G	1P	2P	3P	4P	1P	2P	3P	4P
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	11	8	32	0	1	0	29	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	5	64	25	9	8	29	34	71	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus bellotti</i>	0	0	1	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liza ramada</i>	0	3	5	3	0	11	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus bailloni</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	2	0	0	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solea senegalensis</i>	0	0	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	179				212				0				0			

A tabela 4.11 expõe a amplitude de comprimentos (em mm) dos indivíduos capturados durante o projeto GROUNSCENE. Os comprimentos destes indivíduos demonstram que a maioria dos indivíduos capturados são de pequenas dimensões.

Tabela 4.11 – Comprimentos totais em milímetros (mínimo-máximo) das espécies capturadas durante as campanhas de pesca de julho e setembro no projeto GROUNDSCENE em 2011.

Espécies	Comprimento (mm)	
	Julho	Setembro
<i>Symphodus bailloni</i>	66-76	70
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	55-70	-
<i>Sparus aurata</i>	137-147	156-209
<i>Solea senegalensis</i>	93-254	130-190
<i>Liza ramada</i>	80-200	81-293
<i>Diplodus sargus</i>	51-91	70-130
<i>Diplodus bellotti</i>	66	90-104
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	112-251	208-262
<i>Dicentrarchus labrax</i>	72-292	93-377

O gradiente hidráulico e a sua relação com a abertura da lagoa

A regressão linear obtida entre o gradiente hidráulico e o número de dias em que a lagoa permaneceu aberta, encontra-se representada na figura 4.9. Apesar de haver algum desvio relativamente à reta de tendência é possível verificar que a permanência da abertura da lagoa aumenta com o gradiente hidráulico ($R^2 = 0,6207$, $p\text{-value} < 0,01$).

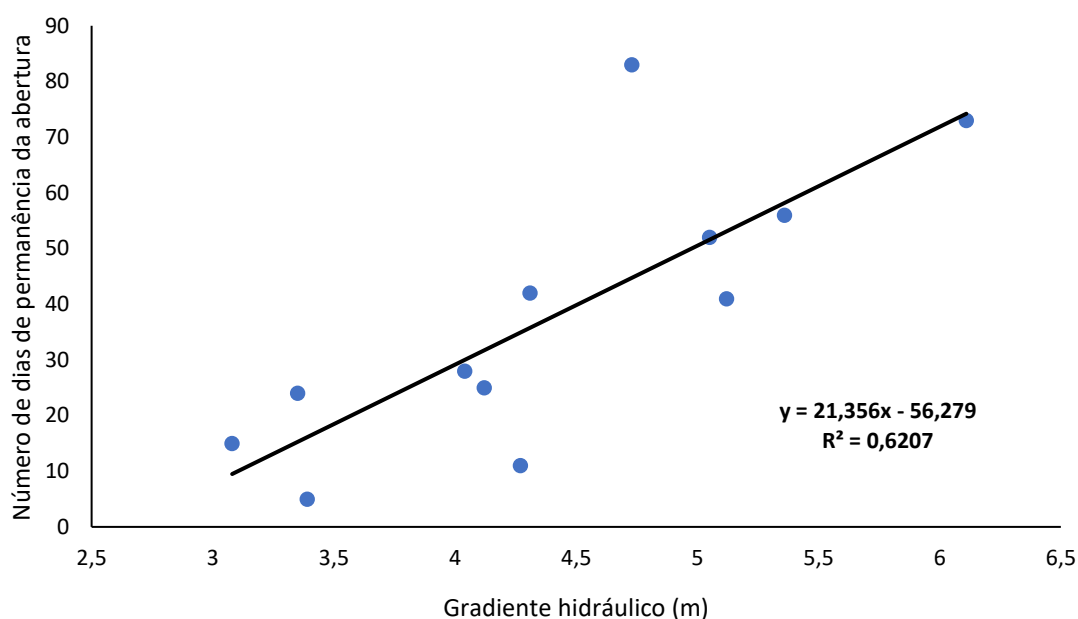


Figura 4.8 - Regressão linear entre o número de dias de permanência da abertura e o gradiente hidráulico (m) ($p\text{-value} < 0,01$).

4.4. Discussão

O método de captura utilizado para caracterizar e quantificar o recrutamento de estados larvares de ictiofauna, apesar das dificuldades encontradas devido ao elevado hidrodinamismo e à movimentação de sedimentos, parece adequado, uma vez que conseguiu englobar um largo espectro de espécies que são normalmente capturadas pelos pescadores na lagoa ou que estão descritas.

A única espécie de interesse comercial local capturada na amostra total de estados larvares e juvenis das diferentes espécies de peixes foi a dourada. O período anormalmente curto de permanência da abertura da lagoa ao mar (9 dias), assim como um possível desfasamento entre esse período e a presença de estados larvares e juvenis das restantes espécies na zona costeira adjacente, poderá justificar a ausência desses indivíduos nas amostras. No entanto, tendo em conta os objetivos do trabalho e a seletividade da metodologia usada, dirigida a indivíduos de menores dimensões, estas espécies podem não ter sido capturadas, caso a colonização da lagoa seja realizada por indivíduos de maiores dimensões não transportados passivamente pela corrente. De facto, as restantes espécies reproduzem-se normalmente mais tarde (Fischer *et al.*, 1987; Arias e Drake, 1990; Cabral e Costa, 1999; Ré, 1999; Ré e Meneses, 2008). Os resultados obtidos com o projeto GROUNDSCENE confirmam que o recrutamento desse ano terá sido realizado tanto por indivíduos de maiores dimensões como por indivíduos no estado larvar. Nesse ano, no entanto, a grande duração da abertura da lagoa ao mar permitiu o ajuste da abertura, com a presença de estados larvares na zona costeira adjacente.

A galeota-menor, que correspondeu a 30% das capturas, é uma espécie que localmente não tem qualquer relevância socioeconómica. No entanto, é uma importante parte da dieta de várias espécies de avifauna e ictiofauna (Hall e Raffaelli, 1991; Pütys e Zarankaitė, 2010) com presença assinalada na Lagoa de Santo André, refletindo a sua importância na rede trófica.

A predominância de sardinhas na amostra foi inesperada. O atual estado do manancial da sardinha é motivo de alguma preocupação, uma vez que existe uma tendência para o declínio da biomassa (Plano de Gestão da Sardinha, 2012; ICES, 2013b, 2016). Dado que este declínio apresenta um risco para a sustentabilidade da pesca da sardinha, o grupo de trabalho internacional para a sardinha recomendou uma redução do esforço de pesca, de forma a reduzir a mortalidade antropogénica (Plano de Gestão da Sardinha, 2012; ICES, 2016). Reduzir a mortalidade antropogénica não deveria passar apenas pela redução do esforço de pesca. As restrições à pesca da sardinha são medidas que acarretam fortes impactos socioeconómicos e podem até comprometer a viabilidade do sector (Plano de Gestão da Sardinha, 2012). Apesar de não haver termo de comparação, a estimativa apresentada para o número total de sardinhas que terão colonizado a lagoa (732663 ± 213621 indivíduos) considera-se elevada, tendo em conta que estes são estados larvares bastante desenvolvidos. Atendendo a que as lagoas costeiras podem funcionar como viveiro para a sardinha (Chícharo *et al.*, 2012), a Lagoa de Santo André, que tem a particularidade de não ter qualquer ligação ao mar durante grande parte do ano, pode constituir uma armadilha para esta espécie. Existindo outras lagoas costeiras em Portugal com dinâmicas semelhantes de ligação ao mar, parece ser importante avaliar o impacto cumulativo que a abertura destas lagoas possa ter na população ibérica de sardinhas. Na eminência da existência de impacto considerável, a gestão da ligação ao mar das respetivas lagoas poderá ser repensada, propondo-se a realização da abertura da lagoa ao mar mais cedo, procurando desajustar a abertura com o período em que há a ocorrência de estados larvares de sardinha na zona costeira adjacente ou a realização de uma segunda abertura, permitindo a exportação para o mar das sardinhas já desenvolvidas.

Os estados larvares pós-flexão de peixes marinhos que habitam em estuários ou zonas costeiras, podem definir o seu posicionamento na coluna de água executando migrações verticais (Fortier e Leggett, 1983). Este comportamento, quando acoplado com as correntes de maré, permite aos indivíduos permanecerem ou dirigirem-se para habitats passíveis de colonização (Morgan, 2010). Estas migrações são, nos estados larvares mais desenvolvidos, reguladas maioritariamente por mecanismos circadianos diretamente relacionados com a luz (Sjöblom e Parmanne, 1978; Gibson *et al.*, 1978; Weinstein *et al.*,

1980; Kendall Jr e Naplin, 1981), permanecendo os indivíduos mais próximo da camada superficial da coluna de água durante a noite, e a maior profundidade durante o dia (Fortier e Leggett, 1983; Santos, 2006). Assim, aproveitando a corrente de maré enchente, os estados larvares mais desenvolvidos de peixes colonizam estuários e lagoas costeiras preferencialmente durante a noite. (Pfeiler, 1984; Boehlert e Mundy, 1987). Estes mecanismos de transporte são visíveis no presente estudo que revelam, de uma forma geral, uma clara diferença entre o número de indivíduos capturados durante as marés enchentes noturnas e o número de indivíduos capturados durante as marés enchentes diurnas.

A capacidade natatória de larvas-pós-flexão de sardinha e o transporte associado a correntes (Chícharo *et al.*, 2012) regulado através de migrações verticais (Silva *et al.*, 2014) explica como se dá a entrada de sardinhas, antes de atingir o estado juvenil, em lagoas costeiras. Através dos resultados obtidos foi possível constatar que o tamanho dos indivíduos varia negativamente com a velocidade de corrente da enchente, independentemente da altura do dia, suportando as hipóteses formuladas por Chícharo *et al.* (2012) e Silva *et al.* (2014). O mesmo parece acontecer com a galeota-menor. Assim, de forma diferenciada, as larvas pós-flexão de sardinha e galeota-menor aproveitam a corrente da enchente para colonizar a Lagoa de Santo André. Isto poderá implicar que, para além de mecanismos circadianos ligados maioritariamente ao ciclo da luz, as larvas destas espécies poderão apresentar um comportamento reotático negativo.

Santos *et al.* (2006) reportaram diferenças nos ritmos circadianos das migrações verticais entre larvas de sardinha de diferentes tamanhos. De acordo com esta informação, os resultados obtidos para a relação da hora com o comprimento dos indivíduos permitem considerar a existência destas diferenças no caso da colonização da Lagoa de Santo André. O padrão encontrado nos resultados durante a noite, apresenta-se, no entanto, diferente daquele apresentado nos resultados por Santos *et al.* (2006), que mostrou que, no final da noite e com o aparecimento dos primeiros raios de luz, os primeiros indivíduos a abandonar o *neuston* seriam os de menores dimensões. No entanto, as larvas de sardinha, nesse trabalho, foram capturadas em zona costeira. Na Lagoa de Santo André, uma vez dentro da lagoa, as larvas de menores dimensões poderão não ter como evitar a corrente induzida pela maré enchente devido à baixa profundidade da lagoa. Assim, no início do dia, se ainda houver ação da corrente de enchente, apenas aquelas que têm maior capacidade natatória conseguirão evitar a rede. Para além desse facto, tem sido descrita a capacidade de evitar redes por larvas mais desenvolvidas graças uma maior acuidade visual (Clutter e Anraku, 1968; Blaxter e Hunter, 1982; Morse, 1989). Este facto poderá também explicar parte das diferenças encontradas entre pescas realizadas durante o dia e pescas realizadas durante a noite.

A pesca do “peixe branco” é considerada complementar na Lagoa de Santo André (Lopes, 2013; Santos, 2016). No entanto, a sua relevância local tem vindo a aumentar, tornando importante garantir um bom recrutamento para todas as espécies. Os resultados obtidos no presente estudo demonstram que a quantidade de pesca (kg) das diferentes espécies difere com a duração da abertura da lagoa ao mar e com a época em que a abertura se estabelece. Uma abertura de curta duração (inferior a 15 dias) é responsável por um menor rendimento (kg) para todas as espécies, exceto o linguado, cuja quantidade parece aumentar com aberturas mais curtas. Por outro lado, uma abertura “tardia”, realizada após dia 20 de março, também contribui para a redução da quantidade de pescado, excetuando mais uma vez o linguado, cuja quantidade de pesca aumenta com aberturas mais tardias. O principal fator responsável pela quantidade de linguados pescados deverá ser a época em que se estabelece a abertura, uma vez que os juvenis deste peixe, *Solea senegalensis*, colonizam estuários bastante mais tarde do que o período aqui considerado como “cedo” (até 20 de março) (Cabral e Costa, 1999; Cabral, 2000; 2003). Tendo em conta estes resultados, optar por uma abertura que ocorra mais cedo parece ser a melhor opção, uma vez que afeta positivamente todas as espécies com interesse comercial, com exceção de apenas o linguado. Mais relevante parece ser garantir que a lagoa permanece aberta durante um mínimo de 15 dias.

A duração da abertura da lagoa tem, obviamente, influência na quantidade de pesca, sendo preferível uma abertura mais longa. Dada a relação positiva entre o número de dias de permanência da abertura e o gradiente hidráulico, pode assumir-se que o ideal será realizar a abertura da lagoa quando o gradiente

hidráulico for maior e preferencialmente antes de 20 de março, de forma a maximizar o potencial de pesca na lagoa. Um gradiente hidráulico maior, encontra-se normalmente associado às marés equinociais da primavera (Nahon *et al.*, 2011; Pires *et al.*, 2011; Stuij, 2014), informação que suporta o atual modelo de gestão da abertura da lagoa. No entanto, de acordo com os resultados obtidos, em condições excepcionais (excesso de água na lagoa) a abertura da LSA pode e deve realizar-se mais cedo.

Os dados referentes aos dois projetos realizados na Lagoa de Santo André, o GROUNDSCENE e o PELSA, refletem profundas diferenças, simplesmente pelo facto de que durante a campanha de pesca do PELSA não foram capturados quaisquer indivíduos com interesse económico na Lagoa de Santo André. A abertura que precedeu as campanhas de pesca do GROUNDSCENE teve uma duração de 56 dias e a abertura que precedeu as campanhas de pesca do PELSA, 9 dias. Esta informação suporta os resultados obtidos, na medida em que uma abertura de maior duração origina um aumento no rendimento de pesca. No entanto, o GROUNDSCENE, foi precedido de duas aberturas consecutivas de longa duração (ano 2010 – 71 dias; ano 2011 – 56 dias) e o PELSA, por duas aberturas de curta duração (ano 2015 – 11 dias; ano 2016 – 9 dias). O impacto cumulativo de aberturas consecutivas de curta duração poderá ser muitas vezes superior, tornando urgente garantir que tal não aconteça. No presente estudo não foi possível testar esta hipótese devido ao baixo N amostral, sendo que os dados de pesca relativos ao ano 2016-2017 serão relevantes para esta análise. Assim, propõe-se o estudo do impacto cumulativo de sucessivas aberturas de curta duração, sendo crucial garantir, entretanto, que estas não ocorram.

5. Colonização da Lagoa de Santo André pela enguia-europeia

5.1. Enquadramento

A enguia-europeia é um peixe migrador catádromo com um ciclo de vida peculiar, que inclui duas fases: uma oceânica e uma continental (figura 5.1). A enguia reproduz-se no Mar dos Sargaços (Schmidt, 1922) e a partir daí, as larvas (leptocéfalos) são transportadas pela corrente do Atlântico Norte até às águas costeiras da Europa e Norte de África (van Ginneken e Maes, 2005; Munk *et al.*, 2010). Ao atingirem a plataforma continental, os leptocéfalos sofrem uma metamorfose, atingindo o estado de enguia de vidro (usualmente designada como meixão ou angula). Nesta fase a enguia adquire as características que lhe permite penetrar nas águas de transição e interiores (sistemas aquáticos estuarinos, lagunares e dulciaquícolas) (Moriarty e Dekker, 1997; Tesch, 2003; Wilson, *et al.*, 2004; Arai, Kotake, e McCarthy, 2006). Com a sua progressão nos sistemas aquáticos continentais, a enguia vai-se desenvolvendo, adquirindo pigmentação e características mais próximas da fase continental desta espécie, passando a ser designada por *elver* por alguns autores (Boëtius e Boëtius, 1989; Lecomte-Finiger, 1992; Harrison, *et al.*, 2014). Em Portugal, a entrada nos sistemas aquáticos continentais dá-se sobretudo entre outubro e março, altura do ano tipicamente mais chuvosa (Domingos, 2003).

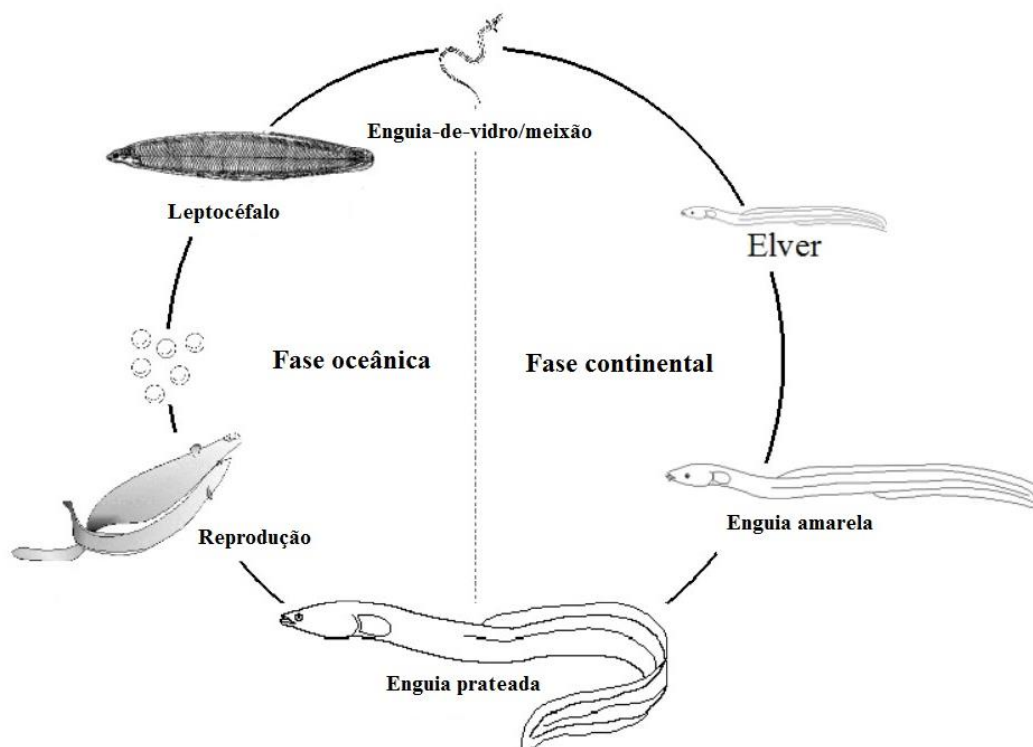


Figura 5.1. Ciclo de vida da enguia-europeia (*Anguilla anguilla*). Adaptado de ICES (2011).

Com o seu desenvolvimento nos sistemas de água continentais, a enguia adquire uma tonalidade amarelada, designando-se nesta fase por enguia amarela. Aqui, os machos irão permanecer entre 2 a 15 anos e as fêmeas entre 4 a 20 anos (Vøllestad, 1992), sendo o tempo de permanência variável conforme a latitude (Tesch, 2003) e a tipologia do sistema (Daverat e Tomás, 2006). Após este período, os indivíduos passam pelo processo de prateação. A partir deste momento passam a ser designados por enguias prateadas, adquirindo o conjunto de características que lhes possibilitam executar a migração reprodutora até ao mar dos Sargaços, onde se acredita que acabam por morrer (Dekker, 2016; Kettle, *et al.*, 2011; Tesch, 2003).

Para colonizar as massas de água continentais, as enguias de vidro têm de penetrar primeiro nas águas de transição. Ao percorrem a costa, as enguias são atraídas para os estuários seguindo pistas ambientais

e estímulos olfativos (Gascuel, 1987). Presentes nas massas de água continentais, estão vários compostos orgânicos que emanam odores fundamentais na detecção destas por parte das enguias de vidro (Sola e Tosi, 1993; Tosi e Sola, 1993; Sola, 1995). Estes estímulos olfativos, em conjunto com fatores ambientais como a temperatura, a salinidade e a precipitação, orientam as enguias de vidro na sua migração anádroma (Tosi *et al.*, 1990; Sola e Tongiorgi, 1996; White e Knights, 1997; Domingos, 2003).

Durante o período em que penetram nas águas de transição, as enguias de vidro executam migrações verticais utilizando a maré enchente para, através de transporte essencialmente passivo (McCleave e Kleckner, 1982; McCleave e Wippelhauser, 1987), progredirem para montante. Na maré vazante, e sob a influência de outros fatores desfavoráveis, as enguias de vidro têm a capacidade de se enterrar no substrato evitando ser arrastadas para fora do estuário, mantendo a sua posição (Domingos, 2003; Trancart *et al.*, 2012). Assim, beneficiando da corrente da maré enchente, as enguias de vidro conseguem otimizar a sua migração para o interior da bacia hidrográfica (Gascuel, 1986; Domingos, 2003; Harrison *et al.*, 2014).

As enguias de vidro que chegam do mar podem usar estratégias migratórias diferentes, progredindo para montante e colonizando os rios ou estabelecendo-se precocemente em habitats marinhos ou estuarinos (Edeline *et al.*, 2004; 2005; 2006). Os fatores que influenciam a seleção precoce de habitats para crescer ou a continuação da migração para locais mais a montante nas bacias hidrográficas são complexos, mas podem-se resumir à sua condição física e à temperatura e salinidade (Edeline *et al.*, 2006). As enguias de vidro que se encontram em melhor condição física terão maior propensão para continuar a migrar, preferindo habitats de água doce (Edeline *et al.*, 2006). As restantes, uma vez que durante o processo de migração, de uma forma geral, não se alimentam, interrompem o processo de migração, iniciando a sua alimentação (Iglesias *et al.*, 2010). O sucesso da colonização dos habitats parece estar relacionado, não só com fatores ambientais, mas também com fatores biológicos inerentes à condição da própria enguia.

A Lagoa de Santo André é uma lagoa costeira que não apresenta, durante grande parte do ano, qualquer ligação ao mar, estando separada deste por um extenso cordão dunar. Esta barreira é aberta apenas uma vez por ano, tendencialmente no equinócio da primavera (Silveira *et al.*, 2003). Nesta altura, a abertura da lagoa ao mar encontra-se um pouco desfasada do pico de migração das enguias de vidro. No entanto, a existência de uma barreira dunar, permite o movimento de água da lagoa para o mar através de percolação (Gordon, 1990; Bamber *et al.*, 1992) o que pode facilitar a concentração de enguias de vidro na zona costeira adjacente à lagoa, mesmo antes da sua abertura.

Quando o cordão dunar se rompe são libertadas grandes quantidades de água para o oceano. Para que o recrutamento de enguias de vidro seja mais elevado é importante que seja libertada muita água essencialmente durante o período no qual ocorre o pico de migração das enguias de vidro (Crivelli *et al.*, 2008). Contudo, a abertura da lagoa ao mar é normalmente feita já no final deste período.

O recrutamento da enguia de vidro na Europa diminuiu drasticamente a partir de 1980, tendo sido registado um mínimo histórico em 2011, quando foi estimado um valor de 0,9% do período entre 1960 e 1979 para o Mar do Norte e 4,5% para o resto da Europa (ICES, 2011). Devido à diminuição generalizada da população de enguias, tem sido realizado um esforço global para reduzir a mortalidade causada pelo Homem. Entre 2011 e 2014, a sobrevivência média à mortalidade antropogénica sobre a população de enguias decresceu de 14% para 11% (ICES, 2016a), o que revela ineficácia das medidas até então implementadas. Uma sobrevivência à mortalidade antropogénica abaixo dos 40% não permitirá, por si só, uma aproximação do objetivo de fuga de 40% das prateadas (Dekker, 2016). Mesmo que se reduzisse imediatamente a mortalidade causada pelo Homem a 0%, seria improvável que no espaço de uma geração se conseguisse atingir os objetivos propostos pelo Regulamento (CE) Nº 1100/2007 de 18 de setembro (Dekker, 2016). Por isso, e como cumprir com valores de sobrevivência

à mortalidade antropogénica superiores a 40% parece irrealista a curto prazo, é essencial desenvolver outras medidas que permitam a recuperação da espécie, potenciando o recrutamento nos sistemas aquáticos continentais e procurando aumentar a sobrevivência dos estados mais precoces da enguia.

Existe um número elevado de impactos de origem antropogénica que afetam, potencialmente, os níveis do recrutamento e a sobrevivência das enguias no estado de enguia de vidro. Entre os mais mencionados e estudados estão a sobre-exploração comercial, a perda e modificação de habitats, a construção de barreiras à migração como barragens e açudes e as captações de água pelas indústrias (Beaulaton e Briand, 2007; Harrison *et al.*, 2014). Outro fator normalmente associado ao declínio do recrutamento são as alterações climáticas e as mudanças que podem induzir nas correntes oceânicas, afetando as migrações e a sobrevivência na fase oceânica do ciclo de vida (Knights, 2003; Harrison *et al.*, 2014; Dekker, 2016).

Embora, na Lagoa de Santo André, alguma da pressão da pesca sobre a enguia tenha sido transferida para a restante ictiofauna, graças às medidas implementadas pela entidade responsável pela gestão da pesca, a enguia ainda representa quase 80 % do valor das pescas (Santos, 2016), o que revela a sua importância a nível local, assim como uma enorme dependência pela sua pesca.

O recrutamento da enguia-europeia atingiu níveis quase insustentáveis (Dekker, 2016; ICES, 2011; 2013a; 2014; 2016a). A redução das pescas, como medida, tem a eficiência limitada pelo número de recrutas e o sucesso do estabelecimento de juvenis (Åström e Dekker, 2007). Assim, para se adequar e estabelecer medidas que visam a sustentabilidade da pesca e a salvaguarda da enguia, é crucial compreender o processo de recrutamento de enguias de vidro neste sistema. Por outro lado, é também fundamental compreender a dinâmica espaço-temporal da colonização da lagoa e os fatores que a afetam, de forma a que se possam detetar oportunidades de melhoria, promovendo uma colonização mais eficiente. Assim, este capítulo tem como objetivos:

- Caracterizar o recrutamento das enguias de vidro na Lagoa de Santo André.
- Quantificar o recrutamento total da enguia de vidro na Lagoa de Santo André.
- Clarificar a dinâmica espaço-temporal da colonização dos juvenis de enguia na Lagoa de Santo André, a partir do momento em que cessa a sua comunicação com o mar.

Concretizando os objetivos acima referidos, será possível sugerir medidas de gestão com o objetivo de potenciar a pesca da enguia. Estas medidas visam a exploração sustentável da pesca da enguia, sobretudo através do aumento do recrutamento, colonização e estabelecimento da enguia na Lagoa de Santo André.

5.2. Metodologia

5.2.1 Metodologia de campo

Recrutamento

Com recurso ao botirão descrito no capítulo 3 (Metodologia Geral), iniciaram-se pescas bi-diárias, que foram concretizadas em todas as marés enchentes, a partir de dia 11. Nos primeiros dois dias da campanha de amostragem (11 e 12 de março), as pescas, em cada maré enchente, tiveram periodicidade horária. A partir daí, devido ao número reduzido de capturas de meixão, foi necessário aumentar o esforço de pesca, passando a realizar-se pescas bi-horárias. Inicialmente, o botirão foi colocado no canal principal, entre a ilha de maiores dimensões e a margem oeste da lagoa (“rede1”, figura 3.1 a, disposta no capítulo 3). Neste local não foi possível colocar a rede na zona de maior profundidade do canal devido às condições adversas de hidrodinamismo. Com o fecho progressivo e natural da lagoa, foi necessário realocar a rede para um local mais próximo da aberta (“rede2” figura 3.1 a, capítulo 3), de forma a que o botirão operasse corretamente. Cada amostragem teve a duração de 10 minutos.

No final da amostragem e após a separação do meixão do restante conteúdo através da bateria de crivos (imagens em anexos), o meixão foi todo pesado. De seguida, todos os indivíduos foram sacrificados com uma dose letal de anestésico (2-fenoxietanol) e conservados em álcool a 70°.

Estabelecimento

Recorrendo à trouxa (figura 3.3, capítulo 3), iniciou-se o período de amostragem que foi compreendido entre março e agosto de 2016, e cujo começo se iniciou após o encerramento do canal que ligava a lagoa ao mar. Em março e abril, as amostragens foram realizadas semanalmente, tendo perfazido um total de seis amostragens. Nos meses de maio e junho, as amostragens foram realizadas quinzenalmente, num total de quatro amostragens. Em julho e agosto foi realizada uma amostragem em cada um dos meses. O tempo entre amostragens permitia também que novos indivíduos pudessem colonizar as trouxas.

Tendo as trouxas sido fundeadas, em cada estação, com um peso no interior, o processo de recolha foi simples. No entanto, foi necessário tomar algumas precauções de forma a garantir que as informações dos parâmetros ambientais eram corretamente recolhidas e que não havia perda da amostra.

Antes do levantamento das trouxas, e com recurso a uma sonda multiparamétrica (YSI 600XLM) registaram-se, em cada estação, as medições das seguintes variáveis ambientais: profundidade (m), temperatura da água ($T - ^\circ\text{C}$), oxigénio dissolvido (DO - mg/L), sólidos dissolvidos totais (TDS - g/L) e salinidade (PSU).

De seguida, iniciava-se o processo de recolha da trouxa. Cada trouxa era retirada da água lentamente, de forma a permitir a passagem de água pelo pano de base, que sustenta a própria trouxa, evitando a fuga de enguias pelo topo. As enguias de cada trouxa foram recolhidas e medidas e pesadas posteriormente. A sua presença e abundâncias foi registada e de seguida os indivíduos foram sacrificados com uma dose letal de anestésico (2-fenoxietanol) e conservados em álcool a 70°. Foram também contabilizados os caranguejos, sendo *Carcinus maenas* a única espécie presente durante todo o ano (Cancela da Fonseca *et al.*, 1989), procedendo-se de seguida à sua libertação.

Informações sobre as fases do ciclo lunar no momento das amostragens foram recolhidas através do site do Observatório Astronómico de Lisboa, <http://oal.ul.pt/>.

5.2.2. Metodologia de laboratório

Todos os indivíduos capturados durante as duas fases do trabalho (recrutamento e estabelecimento) foram novamente medidos (comprimento total – ictiómetro de precisão 1 mm) e pesados (peso total –

balança de precisão 0,01 g). Após a determinação da percentagem de redução de peso com a desidratação que advém da conservação em álcool, estimou-se o peso fresco total individual.

O estado de pigmentação foi determinado, seguindo a metodologia descrita em Briand (2009) e Elie *et al.* (1982) para todos os indivíduos. Seguindo esta metodologia, os indivíduos podem ser separados em 9 estados de pigmentação distintos (figura 5.2) que vão desde a transparência e ausência de pigmentação (V_A) até à completa pigmentação do corpo e prateação da cavidade abdominal, características das jovens enguias amarelas (VII).

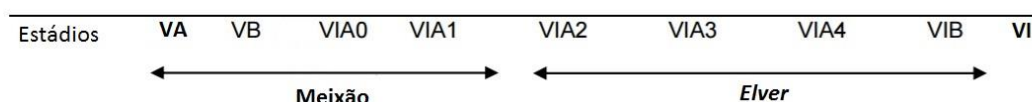


Figura 5.2: Notação da evolução dos diferentes estados de pigmentação de meixão desde a ausência de pigmentação (V_A) até à pigmentação amarela generalizada (VII). (Adaptado de Briand, 2009)

5.2.3. Análise de dados

Caracterização dos recrutas de enguia

As proporções de indivíduos dos diferentes estados de pigmentação e os gráficos relativos ao seu tamanho (peso fresco e comprimento total) *versus* dia e estado de pigmentação foram graficados com recurso ao *software Microsoft Office Excel 2016*.

Para avaliar se os tamanhos dos indivíduos (comprimento total e peso fresco), em diferentes estados de pigmentação e dias, diferem entre si, foi aplicado o teste *Kruskal-Wallis*, uma vez que os dados não seguem uma distribuição normal, e que a variação entre grupos é semelhante. Tendo em conta que a distribuição nos grupos parece ser semelhante entre si, foram formuladas as seguintes hipóteses nulas (H_0) e as respetivas hipóteses alternativas (H_1):

- H_0 : Não há diferenças entre as medianas (peso fresco e comprimento total) dos diferentes estados de pigmentação/dias.
- H_1 : Há pelo menos uma diferença entre as medianas (peso fresco e comprimento total) dos diferentes estados de pigmentação/dias.

De forma a compreender quais os estados de pigmentação/dias responsáveis pelas diferenças encontradas tanto no peso fresco como no comprimento total, foi realizado o teste *Dunn* com a correção de *Bonferroni*. Para este teste designaram-se as seguintes hipóteses nulas (H_0) e as respetivas hipóteses alternativas (H_1):

- H_0 : Não há diferenças entre as medianas (peso fresco e comprimento total) entre cada par de estados de pigmentação/dias analisados.
- H_1 : Há diferenças entre as medianas (peso fresco e comprimento total) entre cada par de estados de pigmentação/dias analisados.

Por terem sido capturados apenas três indivíduos no dia 15 de março, este dia não foi considerado para as análises de diferenças entre dias. A análise dos pressupostos, os testes *Kruskal-Wallis* e os testes *a posteriori* (*Dunn-Bonferroni*) foram efetuados com o auxílio do *software IBM SPSS Statistics 24* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA). O nível de significância utilizado foi, para todos os testes, de 0,05.

A condição física das enguias de vidro foi avaliada a partir do coeficiente de condição, como calculado em Colombier *et al.* (2007), Edeline *et al.* (2006) e Iglesias *et al.* (2010). Assim, o coeficiente de condição (K) foi obtido através da seguinte equação:

$$K = 10^6 * \text{Peso} * \text{Comprimento}^{-b} \quad (3)$$

Onde, o expoente b foi obtido através da relação Peso fresco/Comprimento total na forma \log_{10} -linear, correspondendo ao declive da reta. Os gráficos condição física *versus* dia e estado de pigmentação foram produzidos com recurso ao *software Microsoft Office Excel 2016*.

Para avaliar se o coeficiente de condição dos indivíduos varia significativamente entre estados de pigmentação e dias, seguiu-se o procedimento já aplicado anteriormente para a análise de diferenças entre dias e estados de pigmentação do comprimento total e peso fresco. Assim foi aplicado um teste *Kruskal-Wallis* e em caso de rejeição da H_0 , seguiu-se o teste *Dunn* com a respetiva correção de *Bonferroni*. O nível de significância utilizado foi 0,05. Todos os procedimentos foram efetuados com recurso ao *software IBM SPSS Statistics 24* (IBM Corporation, North Castle Drive, USA).

Estimativa do recrutamento de enguia

Para a estimativa do recrutamento de enguias de vidro na Lagoa de Santo André, recorreu-se às equações 1 e 2, substituindo-se mi por 4. Para designar este valor considerou-se que não ocorreu recrutamento durante o dia.

Modelação empírica de estabelecimento de juvenis de enguia na lagoa

Tendo em conta que o principal objetivo desta parte do capítulo foi identificar as variáveis ambientais que explicam o estabelecimento dos juvenis da enguia-europeia na Lagoa de Santo André, utilizou-se uma análise *Boosted Regression Trees* (BRT) (Elith *et al.*, 2008; Leathwick, *et al.*, 2008), para relacionar a ocorrência destes juvenis com as variáveis ambientais. Para tal, optou-se por não se considerar a abundância de indivíduos em cada replicado, mas sim a presença/ausência (Elith *et al.*, 2008).

As variáveis selecionadas para construir o modelo explicativo do estabelecimento de juvenis de enguia na lagoa encontram-se listadas na tabela 5.1. A seleção destas variáveis foi feita com base em pesquisa bibliográfica (Fonseca *et al.*, 1989; Silberschneider *et al.*, 2001; Harrison, *et al.*, 2014; Leone *et al.*, 2016).

O modelo utilizado (BRT) é uma técnica robusta e que não requer, *a priori*, a seleção de variáveis. No entanto, é desejável a eliminação de variáveis que tenham correlações elevadas (Dormann *et al.*, 2012). Para analisar as correlações das variáveis foi realizado um teste de *Spearman*, assumindo o não cumprimento dos pressupostos dos testes paramétricos (Dormann *et al.*, 2012). As variáveis com valores de correlação superiores a 0,8 foram sinalizadas. A partir daí, apenas uma dessas variáveis foi selecionada para inclusão no modelo (Snelder e Lamouroux, 2010), de forma a evitar a inclusão de variáveis que pudessem ser redundantes (Ferreira *et al.*, 2013).

Tabela 5.1: Variáveis ambientais (abióticas e bióticas) candidatas à utilização no BRT (*Boosted Regression Trees*).

Variável	Código	Descrição	Fonte
Temperatura (°C)	Temp	Temperatura medida em cada estação durante o período de amostragem.	Sonda multiparamétrica
Oxigénio dissolvido (mg/l)	DO	Oxigénio medido em cada estação durante o período de amostragem.	Sonda multiparamétrica
Sólidos dissolvidos totais (g/l)	TDS	Matéria orgânica e inorgânica dissolvida na água medida em cada estação durante o período de amostragem	Sonda multiparamétrica
Salinidade (PSU)	Sal	Salinidade medida em cada estação durante o período de amostragem.	Sonda multiparamétrica
Caranguejo*	Car	Abundância de caranguejos em cada replicado.	Observação e contagem <i>in situ</i>
Algas	Algas	Presença/ausência no interior da trouxa.	Observação <i>in situ</i>
Substrato	Subs	Arenoso, vasoso, arenoso/vasoso ou com abundância de algas.	Observação <i>in situ</i>
Lua	Lua	Fase da lua durante o período de amostragem.	http://oal.ul.pt/
Ribeira da Cascalheira (m)	Casca	Distância em metros do ponto de amostragem ao local onde desagua a ribeira da Cascalheira.	Google Earth versão 7.1.7.2606
Ribeira da Cerradinha (m)	Ser	Distância em metros do ponto de amostragem ao local onde desagua a ribeira da Cerradinha.	Google Earth versão 7.1.7.2606
Ribeira da Badoca (m)	Bad	Distância em metros do ponto de amostragem ao local onde desagua a ribeira da Badoca.	Google Earth versão 7.1.7.2606
Média das distâncias às ribeiras (m)	Meddist	Média das distâncias, em metros, do ponto de amostragem aos locais onde desaguam as três ribeiras.	-

O BRT é um procedimento estatístico que combina a técnica de *boosting* e árvores de regressão. As árvores de regressão foram muito utilizadas para explorar, prever e descrever dados ecológicos (De'ath, 2002; De'ath e Fabricius, 2000; Vayssières, *et al.*, 2000), por possuírem várias propriedades desejáveis: Representam a informação de uma forma que é intuitiva e simples de visualizar; a preparação das variáveis candidatas para a sua inclusão no modelo é simplificada, uma vez que estas podem ser numéricas, binárias, categóricas, ou de qualquer outro tipo; não são sensíveis a *outliers* nem a variáveis irrelevantes e a possível ausência de dados nas variáveis preditoras é gerida com perda mínima de informação; têm facilidade em modelar interações complexas entre as variáveis (De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008). No entanto, este procedimento tem duas desvantagens, nomeadamente, fraca capacidade preditiva e dificuldade na interpretação de árvores que são muito complexas. Estas desvantagens são

colmatadas com a aplicação do *boosting*. O *boosting* é uma técnica de otimização que reduz o desvio preditivo fundindo os resultados construídos com recurso a múltiplos modelos de uma forma única, num processo *forward stagewise*. Assim, e focando em árvores de regressão, o *boosting* adiciona a cada etapa a árvore que mais reduz o desvio preditivo, aumentando a *performance* preditiva do modelo e facilitando a interpretação dos resultados (De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2013). Resumidamente, o procedimento BRT combina as médias das várias árvores de regressão individuais (*boosting*), formando um modelo coletivo de *performance* preditiva melhorada.

A aplicação de modelos BRT em estudos ecológicos é relativamente recente (De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008; Leathwick *et al.*, 2008; Pittman e Brown, 2011; Ferreira *et al.*, 2013; Cardoso, 2014; Leathwick *et al.*, 2016; Radinger *et al.*, 2016), no entanto, já provou ter, consistentemente, grande capacidade preditiva, superior aos Modelos Lineares Generalizados ou *Generalized Linear Models* (GLM) e aos Modelos Aditivos Generalizados ou *Generalized Additive Models* (GAM) (Elith *et al.*, 2008; Leathwick *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2013; Mateo e Hanselman, 2014).

O modelo BRT foi produzido em ambiente Rstudio (Versão 0.99.903, Rstudio, Inc., 2009), tendo por base a versão 3.3.1 do R (R Core Team, 2016), com recurso ao pacote “gbm” (Ridgeway, 2006) e às funções suplementares fornecidas por Elith *et al.*, 2008.

Ajuste, otimização e *performance* do modelo

A presença/ausência de *elvers* foi incluída em todos os modelos como a variável de resposta (distribuição *bernoulli*) e os dados obtidos para cada uma das variáveis ambientais, como os preditores do modelo. O modelo foi ajustado no conjunto total de dados (Oehler, *et al.*, 2010).

Para alcançar o menor erro preditivo possível, produziram-se vários modelos com recurso ao função “gbm.step”, variando alguns dos parâmetros do modelo, descritos na tabela 5.2. Recorrendo a esta função é ajustado um modelo à variável de resposta e através do método de validação cruzada (CV) com dez partições, é estimado o número ótimo de árvores e as métricas de *performance* preditiva do modelo.

Tabela 5.2. Caracterização dos parâmetros de ajuste do BRT.

Parâmetros	Descrição resumida
<i>Bag fraction</i>	Especifica a proporção de dados a ser selecionados em cada etapa na construção de cada árvore. No pacote “gbm”, a <i>bag fraction</i> padrão é 0,5. Utilizando a <i>bag fraction</i> padrão, em cada iteração, 50% dos dados são retirados de forma aleatória dos dados de treino. Ao introduzir aleatoriedade no modelo, reduz-se o sobre ajuste aos dados de treino e melhora-se a precisão do modelo, podendo, no entanto, introduzir-se alguma variância nos valores de resposta estimados (Elith <i>et al.</i> , 2008; Friedman, 2002).
Complexidade da árvore (tc)	Define o número de nós numa árvore, refletindo o número de interações que são ajustadas. Quanto maior o número de tc, maior é a complexidade das árvores, levando a que sejam necessárias menos árvores para obter o mínimo desvio preditivo.
Taxa de aprendizagem (lr)	Parâmetro redutor – Usado para diminuir a contribuição de cada árvore à medida que são adicionadas ao modelo. Valores de menores de lr aumentam o número de árvores necessárias para atingir o menor erro preditivo. Apesar de ser aplicado o mesmo lr a todas as árvores no modelo, nem todas as árvores contribuem da mesma forma para a redução do desvio preditivo, uma vez que

		as árvores ajustadas inicialmente descrevem os padrões mais fortes e gerais nos dados, explicando grande parte da variância.
Número de árvores (nt)		Determinado para cada modelo através de validação cruzada, representando o número de árvores ótimo para a qual o modelo com determinados valores de <i>bag fraction</i> , <i>lr</i> e <i>tc</i> , apresenta menor desvio preditivo sem que ocorra sobre ajuste aos dados de treino.

O método de validação cruzada permite desenvolver e avaliar um modelo quando não estão disponíveis grandes quantidades de dados e procura evitar o sobre ajuste aos dados de treino. Esta técnica permite, utilizar todos os dados para ajustar o modelo enquanto utiliza porções destes dados de forma aleatória para testar o modelo (Elith *et al.*, 2008). Como explicado em Ferreira *et al.* (2013), no caso do método cv com dez partições, os dados são repartidos em dez subamostras, sendo que a calibração do modelo é executada usando nove dessas dez subamostras. A subamostra retida é utilizada para validação do modelo, estimando depois as métricas de *performance* preditiva. Este processo repete-se dez vezes até que todas as subamostras tenham sido utilizadas para validação do modelo.

Para avaliar a *performance* preditiva do modelo foram estimadas três métricas representadas na tabela 5.3.

Tabela 5.3. Parâmetros utilizados para avaliar a *performance* do modelo BRT.

Métrica	Descrição	Critério
CV <i>deviance</i>	Erro preditivo através da validação cruzada	Menor
CV <i>correlation</i>	Medida de correlação entre dados observados e dados ajustados.	Maior
AUROC	Medida da capacidade dos valores ajustados pelo modelo discriminarem entre as presenças e ausências observadas.	Maior
Pseudo-R ² (D ²)	Porcentagem de variação explicada pelo modelo	Maior

Simplificação do modelo

Ao ajustar as árvores ao modelo, o BRT ignora, em larga escala, as variáveis não informativas. A influência relativa de cada variável no modelo selecionado foi estimada com uma fórmula desenvolvida por Friedman *et al.* (2001), através do comando “*summary*”. As diferentes estimativas são calculadas baseando-se no número de vezes que uma variável é selecionada para dividir, ponderado pelo quadrado da melhoria do modelo como resultado das divisões correspondentes. A influência relativa de cada variável é dimensionada de forma a que o somatório de todas as variáveis seja 100, sendo que números mais elevados, indicam uma influência mais forte na resposta (Elith *et al.*, 2008).

Apesar de nos modelos BRT as variáveis menos informativas terem um efeito mínimo na predição, vários autores indicam a importância da simplificação de modelos que não têm por base um conjunto vasto de dados (Elith *et al.*, 2006; 2008; Oehler *et al.*, 2010), onde as variáveis menos informativas podem ser redundantes e diminuir a *performance* preditiva ao aumentar a variância. Para simplificar o modelo, foi corrido o função “*gbm.simplify*”. Através do argumento “*n.drops*”, determinou-se qual o limite máximo de variáveis que se poderia excluir do modelo, sem degradar a sua *performance* preditiva, permitindo a construção de um modelo mais parcimonioso. O valor para “*n.drops*” foi determinado após análise da contribuição das variáveis para o modelo e correspondeu ao número de variáveis que tiveram

contribuição relativa inferior a 3% (Elith *et al.*, 2008; Cardoso, 2014). Este processo de simplificação é executado com a técnica de validação cruzada com dez partições.

Funções de dependência parcial e interações entre variáveis

Os gráficos das funções de dependência parcial mostram o efeito de cada uma das variáveis na variável de resposta depois de ter em conta os efeitos das outras variáveis no modelo (Franklin, *et al.*, 2013; Lemmens e Croux, 2006). Para produzir os gráficos das funções parciais, utilizou-se a função “gbm.plot”. Estas funções foram produzidas para o modelo base e para o modelo simplificado. Se existirem interações fortes entre as variáveis (controladas pelo parâmetro “tc” no ajuste do modelo BRT), estes gráficos não representam, no entanto, todos os efeitos destas. Para quantificar as interações entre elas foi utilizada a função “gbm.interactions”. Uma vez identificadas as interações fortes, estas foram representadas graficamente recorrendo à função “gbm.perpspec”.

5.3. Resultados

5.3.1. Caracterização da amostra

Durante os dias de pesca, entre os dias 11 e 17 de março, capturou-se um total de 185 indivíduos, não tendo sido capturado qualquer indivíduo no dia 16 de março. Todas as enguias de vidro foram capturadas durante a noite, sendo que durante o dia não foi capturado qualquer indivíduo. Na figura 5.3 é possível observar a variação do comprimento total e peso fresco ao longo do período de amostragem com o botirão. O comprimento médio foi de $64,45 \text{ mm} \pm 0,26 \text{ (SE)}$ e o peso médio, $0,3081 \text{ g} \pm 0,0051 \text{ (SE)}$. No último dia de pesca, dia 17, foram capturadas as maiores enguias de vidro (comprimento = $65,46 \text{ mm} \pm 0,31 \text{ - SE}$; peso = $0,3252 \text{ g} \pm 0,0072 \text{ - SE}$) e as menores no dia 15 (comprimento = $61,33 \text{ mm} \pm 0,67 \text{ - SE}$; peso = $0,2614 \text{ g} \pm 0,0021 \text{ - SE}$).

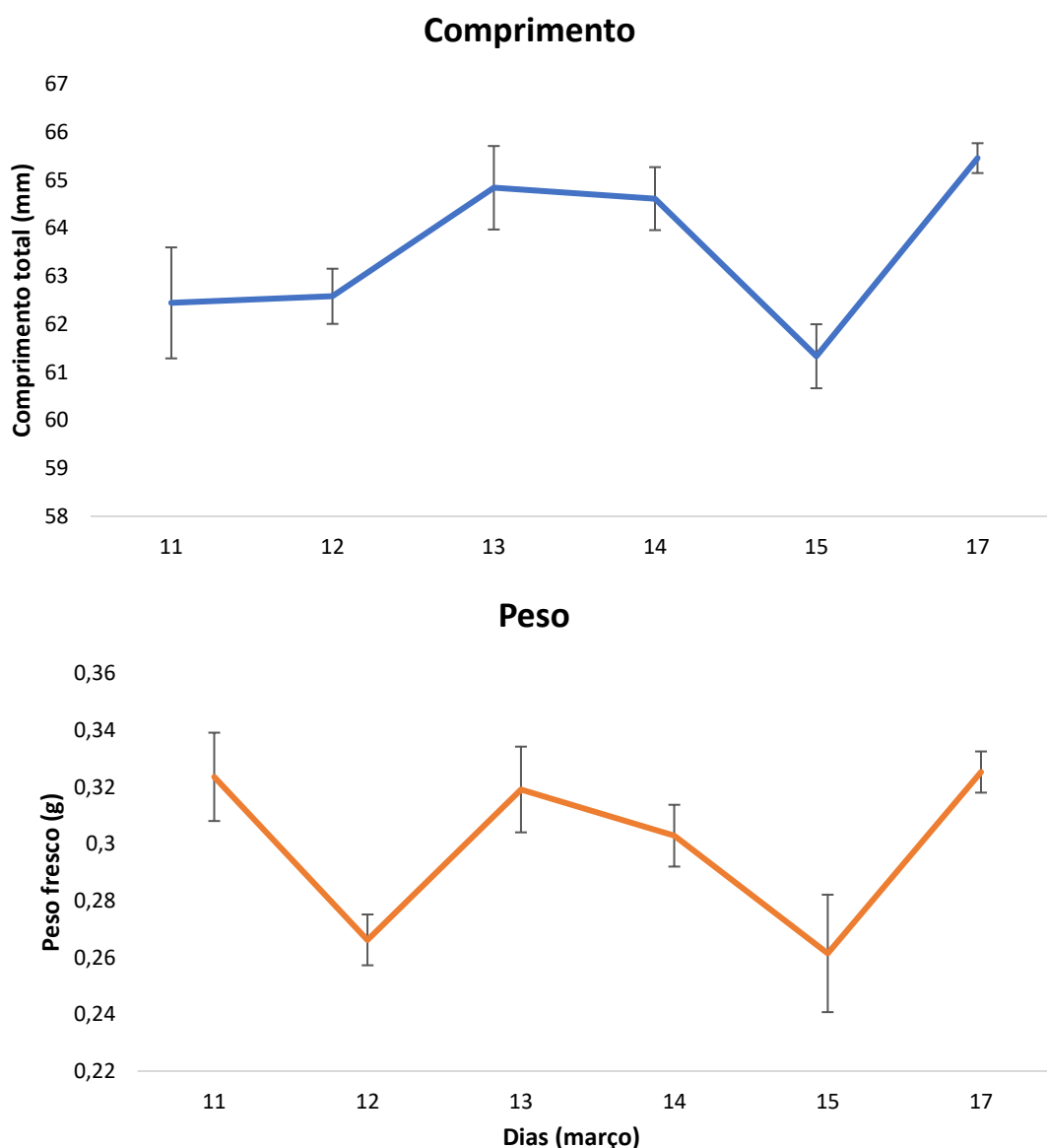


Figura 5.3. Distribuição de comprimento total de meixão (\pm SE) (a) e peso fresco de meixão (\pm SE) (b), por dia de amostragem, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

Os resultados dos testes *Kruskal-Wallis*, realizados para se compreender se existiam diferenças entre os dias de amostragem no que diz respeito aos tamanhos dos indivíduos (comprimento total em milímetros

e peso fresco em gramas), permitiram concluir que sim, existiram diferenças significativas. Em ambos os casos se rejeita H_0 indicando que pelo menos um dos dias difere de outro no que diz respeito ao comprimento total ($\chi^2 = 22,32$) e ao peso fresco ($\chi^2 = 23,72$) (tabela 5.4).

Tabela 5.4. Resultados do teste *Kruskal-Wallis* realizado para averiguar a existência de diferenças (comprimento total e peso fresco) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André.

Kruskal-Wallis, N = 182						
	Posto (<i>rank</i>) médio					K-W
gl = 4	11	12	13	14	17	
Comprimento	57,06	64,41	99,79	91,04	105,01	$\chi^2 = 22,32$; $p = 0,0002$
Peso	104,56	58,28	103,08	85,81	103,63	$\chi^2 = 23,72$; $p < 0,0001$

Os testes *Dunn*, com a correção de *Bonferroni*, realizados *a posteriori* revelam que, relativamente ao comprimento total (tabela 5.5), a mediana do dia 11 de março difere significativamente dos dias 13, 14 e 17 sendo menor. O dia 12 de março difere apenas do dia 17. No que diz respeito ao peso fresco (tabela 5.6), as únicas diferenças encontradas foram entre dia 12 de março e 13 e 17 de março, sendo o peso dos exemplares capturados no dia 12 significativamente menor que os outros dois casos.

Tabela 5.5.: Resultados do teste *Dunn* (correção *Bonferroni*) realizado *a posteriori* para compreender a diferença (comprimento total) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).

Dunn-Bonferroni					
Comprimento					
		11	12	13	14
12	Valor de Z	-0,382			
	<i>p-value</i>	1,000			
13	Valor de Z	-2,013	-2,449		
	<i>p-value</i>	0,006*	0,072		
14	Valor de Z	-1,494	-1,604	0,463	
	<i>p-value</i>	0,001*	0,544	1,000	
17	Valor de Z	-2,624	-4,231	-0,397	-0,902
	<i>p-value</i>	0,043*	0,0001*	1,000	1,000

Tabela 5.6.: Teste *Dunn* (correção *Bonferroni*) realizado *a posteriori* para compreender a diferença (peso fresco) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).

Dunn-Bonferroni					
Peso					
		11	12	13	14
12	Valor de Z	2,258			
	p-value	0,120			
13	Valor de Z	-0,056	-3,087		
	p-value	1,000	0,010*		
14	Valor de Z	0,704	-1,651	0,911	
	p-value	1,000	0,494	1,000	
17	Valor de Z	-0,095	-4,706	-0,042	-1,146
	p-value	1,000	>0,0001*	1,000	1,000

Os indivíduos capturados encontravam-se todos nos estados de pigmentação V_A , V_B e VI_{A0} . Os estados de pigmentação são dominados pelo estado V_B (89%) (figura 5.4). Os indivíduos em estados menos

desenvolvidos, aqui representados pelo estado V_A , são pouco abundantes, representando 8% da amostra. Existem já alguns indivíduos num estado de pigmentação mais avançado (VI_{A0} - 3%).

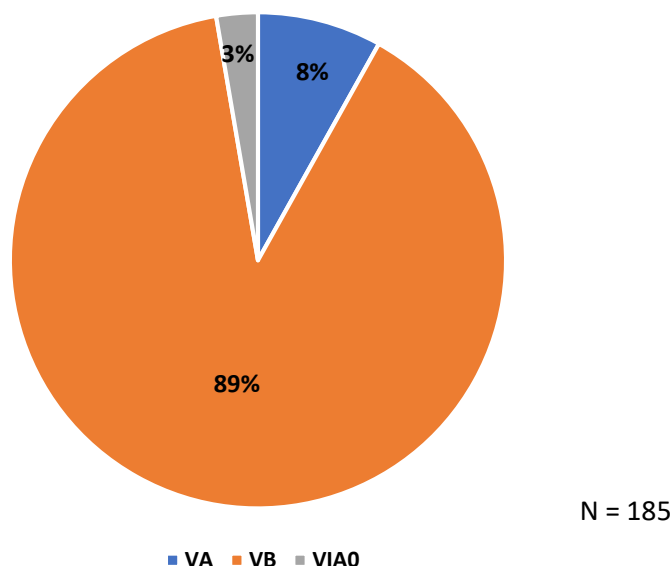


Figura 5.4. Proporção de estados de pigmentação das enguias de vidro capturadas durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

O gráfico da figura 5.5 revela que o tanto o peso como o comprimento total dos indivíduos parecem diminuir à medida que aumenta o estado de pigmentação. Assim, o estado de pigmentação mais avançado encontrado na amostra (VI_{A0}), revela ser aquele que apresenta o menor peso fresco e comprimento total médios com $0,2467 \text{ g } (\pm 0,0264)$ $61,20 \text{ mm } (\pm 1,85)$, respetivamente. Os estados de pigmentação V_A e V_B apresentam um peso seco médio de $0,3472 \text{ g } \pm 0,0201$ e $0,3065 \text{ g } \pm 0,0052$ e um comprimento médio de $66,40 \text{ mm } \pm 0,87$ e $64,38 \text{ mm } \pm 0,27$, respetivamente.

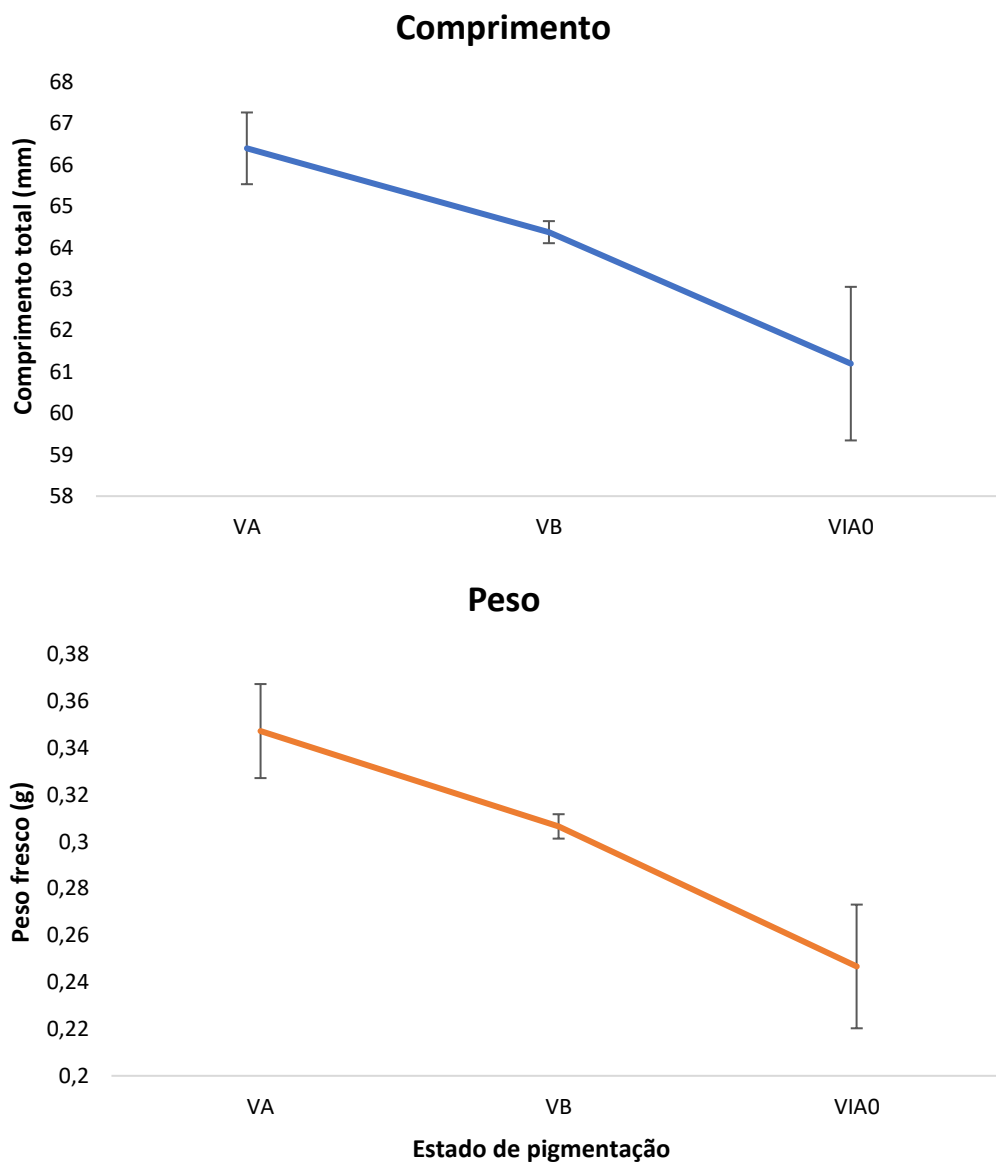


Figura 5.5. Comprimento total (a) e peso (b) das enguias de vidro (\pm SE) nos diferentes estados de pigmentação, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

De forma a complementar a análise gráfica entre pesos e comprimentos nos diferentes estados de pigmentação, foi realizada uma análise *Kruskal-Wallis* (tabela 5.7), para que fosse possível compreender se os estados de pigmentação diferem estatisticamente entre si, no que diz respeito ao comprimento e peso. Os resultados obtidos revelam que existem diferenças significativas entre os comprimentos e os pesos dos diferentes estados de pigmentação capturados, rejeitando-se H_0 , de que as médias dos *Ranks* dos diferentes estados de pigmentação não são diferentes.

Tabela 5.7. Resultados do teste *Kruskal-Wallis* realizado para averiguar a existência de diferenças (comprimento total e peso fresco) entre indivíduos em diferentes estados de pigmentação durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

Kruskal-Wallis, N=185				
	Posto (<i>Rank</i>) médio			
gl = 2	VA	VB	VIA0	K-W
Comprimento	121,77	91,64	51,50	$\chi^2 = 7,500; p < 0,05$
Peso	118,90	92,11	44,60	$\chi^2 = 7,639; p < 0,05$

O teste *Dunn* com a correção de *Bonferroni* (tabela 5.8) foi realizado para compreender quais os estados de pigmentação responsáveis pelas diferenças encontradas tanto no peso como no comprimento total dos indivíduos. Através dos resultados obtidos é possível constatar que apenas se rejeita H_0 quando o teste é realizado tanto para o comprimento como para o peso entre enguias no estado de pigmentação (o mais precoce e o mais tardio respetivamente), quando aplicada a correção de *Bonferroni*.

Tabela 5.8. Resultados do teste *Dunn* (correção *Bonferroni*) realizado a posteriori para compreender a diferença (peso fresco e comprimento total) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).

Dunn-Bonferroni						
	Peso fresco			Comprimento total		
Estado de pigmentação	Valor de Z	<i>p-value</i>	<i>p-value</i> ajustado	Valor de Z	<i>p-value</i>	<i>p-value</i> ajustado
VA-VB	1,855	0,032	0,095	2,095	0,018	0,054
VA-VIA0	2,687	0,004	0,011*	2,552	0,005	0,016*
VB-VIA0	1,955	0,025	0,076	1,658	0,049	0,146

O gráfico da figura 5.6 relaciona o peso fresco (g) com o comprimento total (mm), ambos com transformação \log_{10} (x). Através da regressão obtida ($p\text{-value} < 0,00001$, $R^2 = 0,7009$; gdl = 183) é

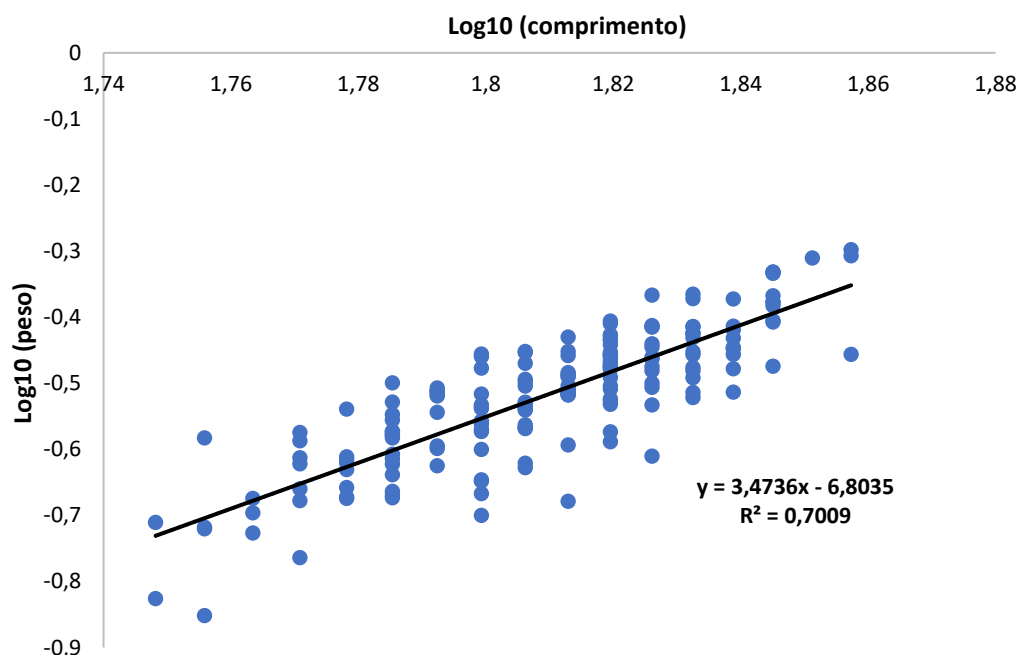


Figura 5.6. Relação entre o peso fresco (g) e comprimento total (mm) das enguias de vidro na forma \log_{10} -linear.

possível constatar que o peso e o comprimento total, com transformação $\log_{10}(x)$, têm uma relação positiva forte.

A condição dos recrutas variou ao longo do tempo

Tendo em conta a forte relação entre o logaritmo de base 10 do comprimento total (mm) e peso fresco (g), foi possível obter b , que representa o declive da reta da regressão linear obtida, em que $b = 3,47$. Na figura 5.7, encontra-se representado o coeficiente de condição ao longo dos dias e entre estados de pigmentação, calculado com recurso à equação 3. As enguias com o coeficiente de condição mais elevado ($K = 0,1900 \pm 0,0043$) foram capturadas no primeiro dia de pesca (11 de março). Relativamente aos estados de pigmentação, parece haver uma diminuição mais pronunciada entre o estado V_B e o VI_{A0} , sendo que também diminui entre o estado V_A e V_B .

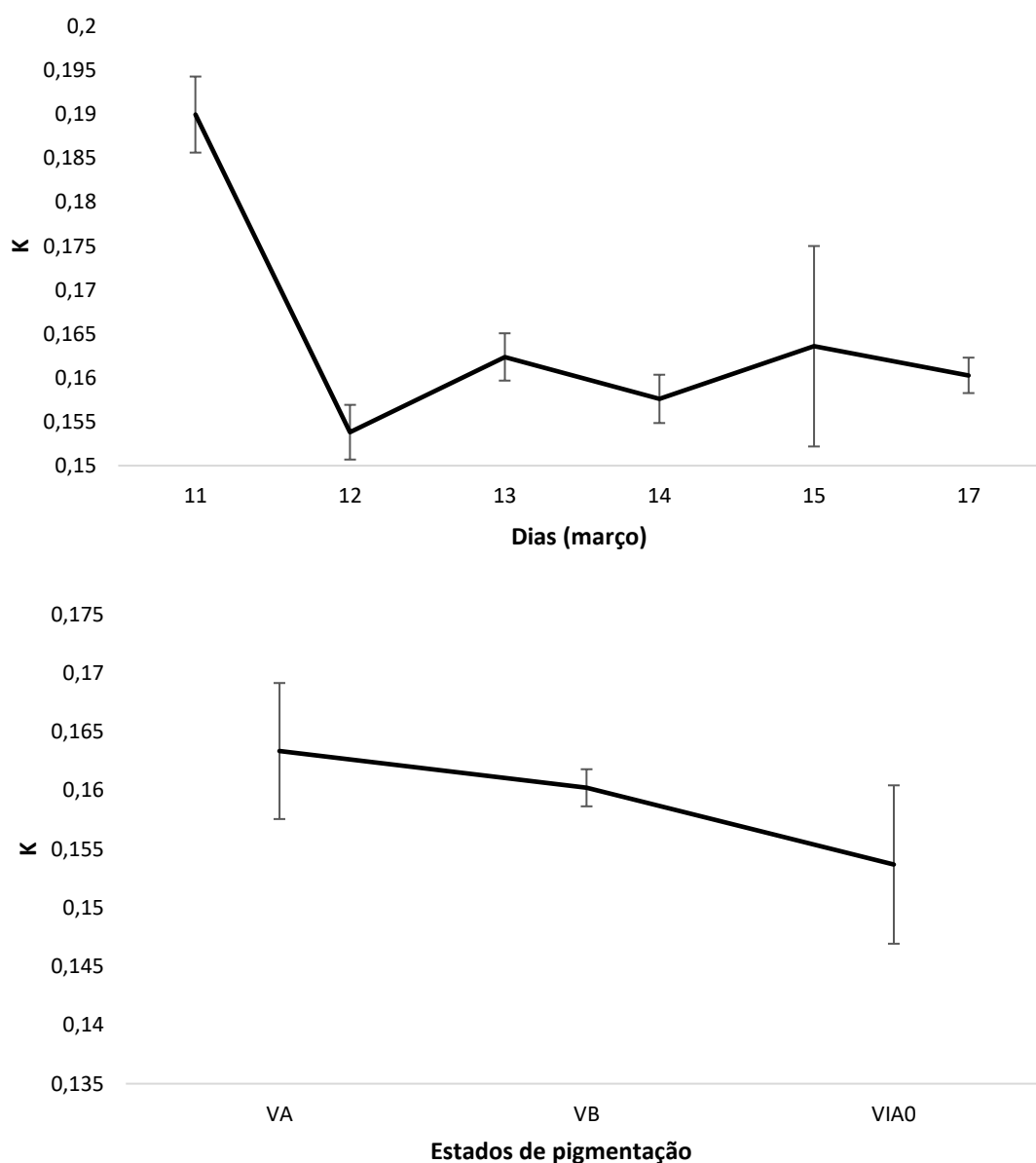


Figura 5.7. Variação dos valores do coeficiente de condição ($\pm SE$) das enguias de vidro, por dia de amostragem e estado de pigmentação, durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

Os resultados do teste *Kruskal-Wallis* realizado para determinar se o coeficiente de condição dos indivíduos, capturados durante a abertura da lagoa ao mar, apresenta diferenças significativas entre os dias de pesca e entre os estados de pigmentação encontram-se expostos na tabela 5.9. Através dos resultados obtidos é possível constatar que não foram detetadas diferenças significativas entre o fator de condição dos indivíduos de diferentes estados de pigmentação, não se rejeitando H_0 . Por outro lado, quando testados os fatores de condição dos indivíduos correspondentes a diferentes dias de amostragem, foi detetada a existência de pelo menos uma diferença significativa, rejeitando-se H_0 .

Tabela 5.9. Resultados dos testes *Kruskal-Wallis* realizados para averiguar a existência de diferenças do coeficiente de condição (K) durante o período de amostragem e entre indivíduos em diferentes estados de pigmentação, na Lagoa de Santo André.

Kruskal-Wallis, K (condição física)						
Posto (Rank) médio						K-W
Dias	11	12	13	14	17	N = 182
gl = 4	164,00	76,40	94,58	77,35	92,75	$\chi^2 = 21,637; p < 0,001$
Pigmentação	V _A		V _B		VI _{AO}	N = 185
gl = 2	97,17		93,37		68,40	$\chi^2 = 1,154; p = 0,562$

Os testes realizados *a posteriori* (tabela 5.10) revelam que 11 de março é o dia em que a condição física difere estatisticamente de todos os outros, sendo maior.

Tabela 5.10. Resultados do teste *Dunn* (correção *Bonferroni*) realizado *a posteriori* para compreender a diferença (condição física) entre indivíduos capturados nos diferentes dias, na Lagoa de Santo André. Diferenças significativas assinaladas com * ($p\text{-value} < 0,05$).

Dunn-Bonferroni (Dias)					
		K (condição física)			
		11	12	13	14
12	Z (Dunn)	4,536			
	p-value	0,000*			
13	Z (Dunn)	3,256	-1,253		
	p-value	0,006*	1,000		
14	Z (Dunn)	3,793	-0,057	0,909	
	p-value	0,001*	1,000	1,000	
17	Z (Dunn)	3,883	-1,697	0,138	-0,991
	p-value	0,001*	0,448	1,000	1,000

5.3.2. Estimativa do recrutamento de enguia

Tendo em conta que as enguias de vidro apenas foram capturadas durante marés enchentes do período da noite, foi estimado o número de indivíduos que terá entrado por maré. Assim foi possível estimar o recrutamento total (77784 ± 14499 SE) que ocorreu na lagoa (tabela 5.11). Em média, estimou-se que o recrutamento diário na lagoa foi de 8643 ± 2732 (SE) indivíduos. O recrutamento foi variável ao longo do tempo, sendo que o dia 12 de março foi o dia em que se estimou a entrada de maior número de indivíduos (17200 ± 7600 - SE). Multiplicando os valores de recrutamento pelo peso médio foi possível determinar o recrutamento em quilogramas (kg). No total estima-se que terão recrutado $23,9656 \pm 4,4672$ (SE) quilos de enguias de vidro sendo que em média, por dia, terão entrado $2,6629 \pm 0,8417$ (SE) quilos.

Tabela 5.11. Recrutamento estimado de enguias de vidro, por dia e total, durante o período de abertura da Lagoa de Santo André ao mar.

Dia de pesca	Nº de indivíduos (Rm)	Erro padrão (SE)	Peso (kg)	Erro padrão (SE)
9*	8643	± 2732	2,663	± 0,842
10*	8643	± 2732	2,663	± 0,842
11	5400	± 4200	1,664	± 1,294
12	17200	± 7600	5,299	± 2,342
13	4560	± 960	1,405	± 0,296
14	3120	± 2327	0,961	± 0,717
15*	8643	± 2732	2,663	± 0,842
16*	8643	± 2732	2,663	± 0,842
17	12933	± 3004	3,985	± 0,926
Total	77784	± 14499	23,966	± 4,467

* Valores de pesca estimados para dias sem dados de amostragem ou que foram removidos (*outliers*) por serem considerados pouco fidedignos.

Exemplos de enguias de vidro capturadas durante o período de abertura encontram-se representadas na figura 5.8.



Figura 5.8. Enguias de vidro capturadas com recurso ao botirão durante o período de abertura, na Lagoa de Santo André.

5.3.3. Estabelecimento dos juvenis de enguia

Parâmetros abióticos

Na figura 5.9, visualiza-se a evolução, ao longo do tempo de amostragem, da média mensal entre estações, dos diferentes parâmetros abióticos. A profundidade média atingiu o mínimo no mês de agosto ($0,92 \text{ m} \pm 0,15$) e o máximo no mês de julho ($1,57 \text{ m} \pm 0,16$). A temperatura média da água foi crescente ao longo do tempo, registando o mínimo no mês de março ($17,05 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,35$) e o máximo no mês de agosto ($26,30 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,43$). Relativamente ao oxigénio, foi registado o mínimo em junho ($2,56 \text{ mg/L} \pm 0,23$) e o máximo em abril ($6,64 \text{ mg/L} \pm 0,18$). Por fim a salinidade e o total de sólidos dissolvidos, apresentaram distribuições semelhantes com um mínimo em junho ($11,41 \pm 0,49$ e $12,47 \pm 0,51$, respetivamente) e o máximo em março ($25,90 \pm 0,53$ e $26,28 \pm 0,46$, respetivamente).

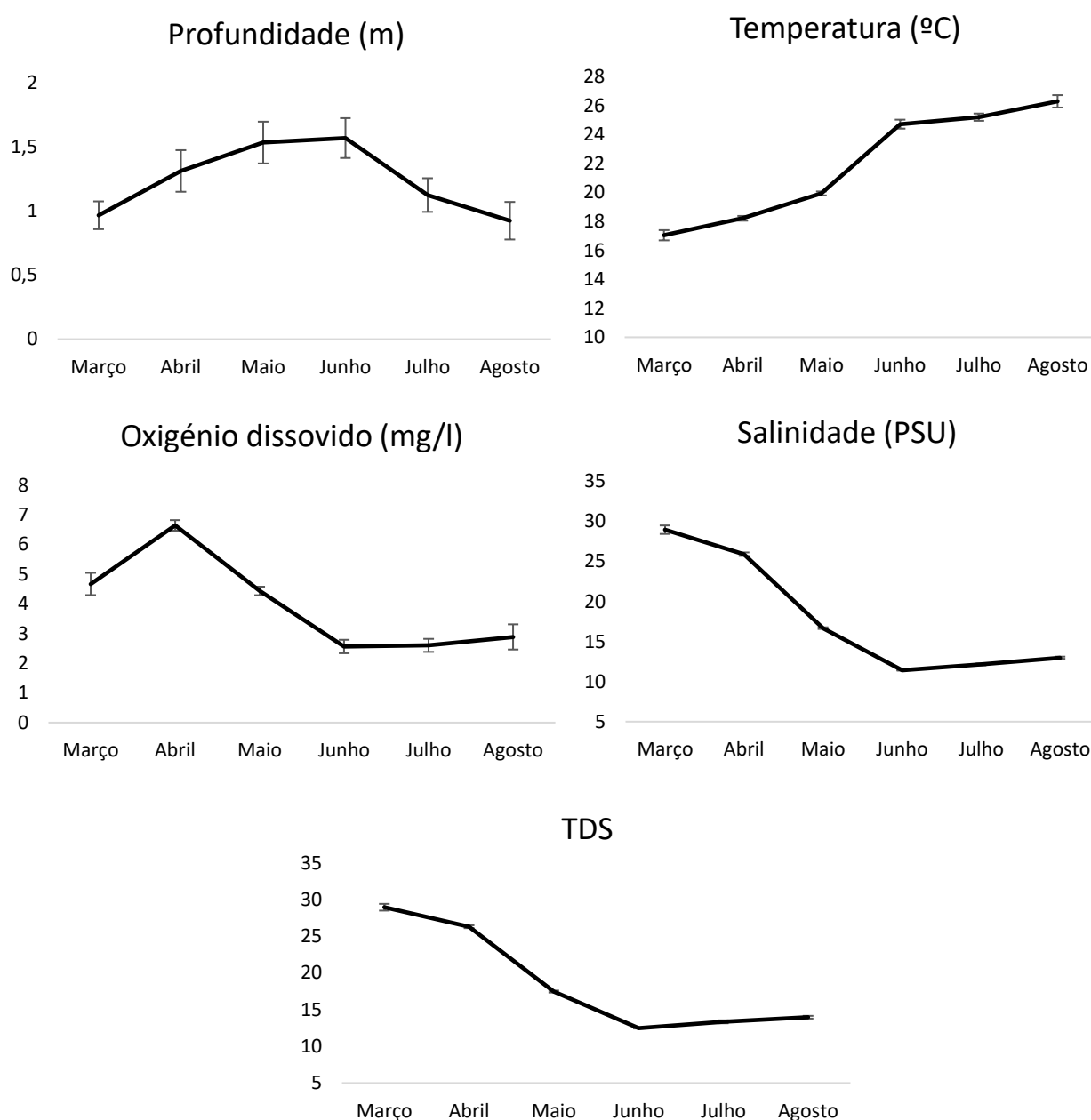


Figura 5.9. Variação mensal dos parâmetros recolhidos (\pm SE) entre março e agosto de 2016 pela sonda multiparamétrica.

Por outro lado, na figura 5.10, visualiza-se a variação da média dos diferentes parâmetros abióticos ao longo das 13 estações de amostragem (St1 a St13). As estações que se encontram na proximidade dos locais onde desaguam as ribeiras (mais a montante) são aquelas que tendencialmente apresentam menor profundidade média ao longo do ano. Entre as estações mais a jusante, as que apresentam maior profundidade são aquelas que se encontram no canal principal da lagoa (St1, St2 e St3). A temperatura da água apresentou-se, em média, superior nas estações mais a montante. As estações que se encontram no final do canal principal da lagoa (St7, St8 e St9), são aquelas que apresentam maiores concentrações de oxigénio na água. Relativamente a salinidade e TDS, parece haver uma tendência decrescente à medida que se avança para montante.

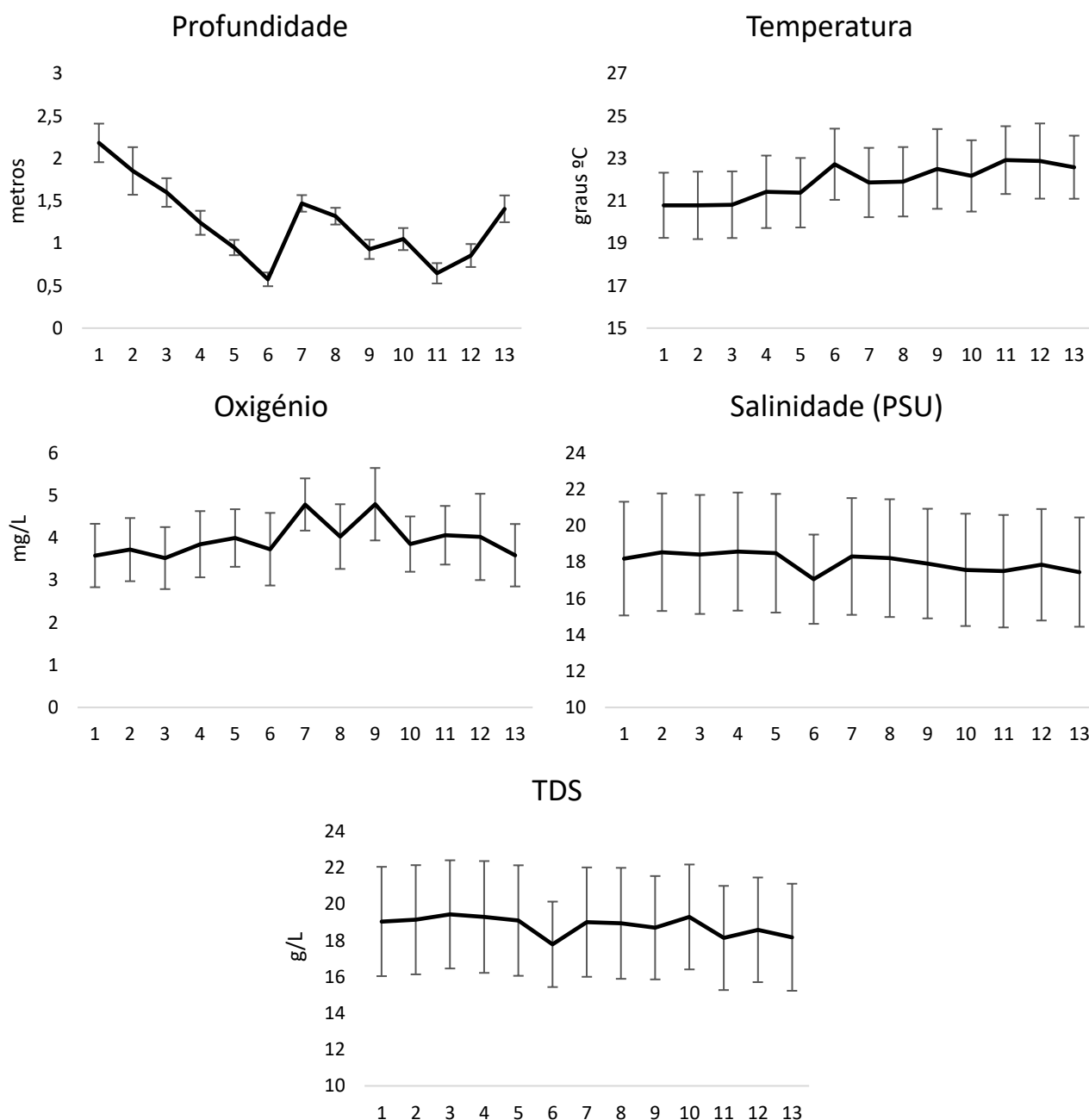


Figura 5.10. Variação dos parâmetros recolhidos (\pm SE) nas diferentes estações entre março e agosto de 2016, pela sonda multiparamétrica.

Evolução da distribuição dos juvenis de enguia na LSA

Durante o período desta fase do estudo (março a agosto, 2016), foram capturados um total de 37 indivíduos. Em março foram capturados 2 indivíduos, em abril e maio, 4 indivíduos em cada um dos meses, em junho 14, em julho 7 e por fim em agosto, 6 indivíduos. Na figura 5.11 é possível observar a variação temporal das capturas com recurso às trouxas. Em março, os juvenis de enguia foram apenas capturados em estações próximas do local onde desagua a ribeira da Badoca (st-8 e st-11). À medida que o tempo foi avançando, verificou-se que os juvenis de enguia começaram a ser capturados numa área mais dispersa, sendo primeiro capturados em estações próximas dos locais onde desaguam as ribeiras da Cascalheira e Cerradinha (St6, St7 e St9). Nos restantes meses os indivíduos dispersaram para a restante área da lagoa, não sendo nunca capturados na estação mais a jusante e junto à margem norte (St1 e St3) nem na estação do poço mais interior (St13).

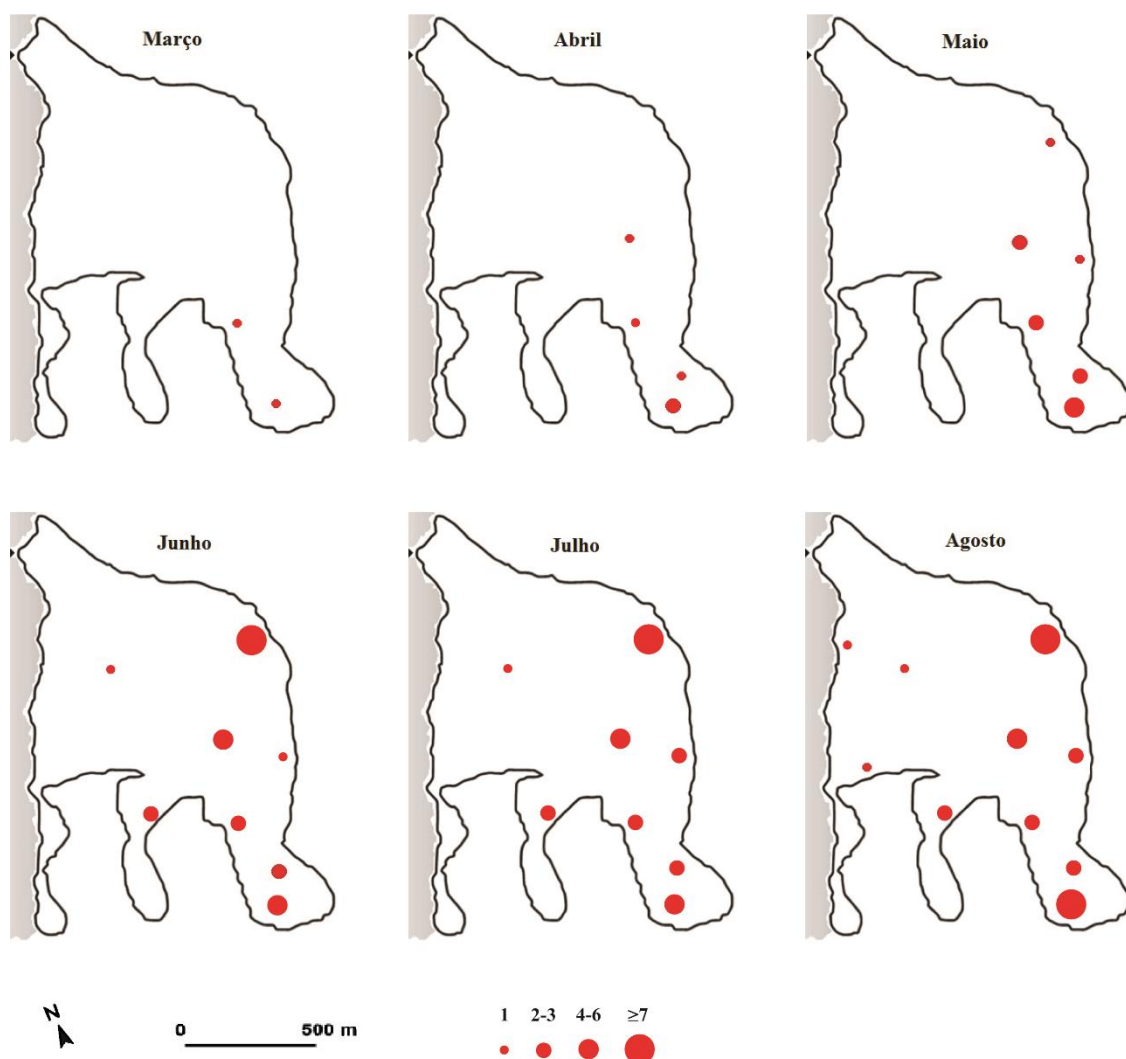


Figura 5.11. Evolução mensal do número de capturas de juvenis de enguia, entre março e agosto de 2016, por estação de amostragem (ver figura 3.1 (b), para códigos das estações).

Os estados de pigmentação variaram ao longo do período de amostragem. A distribuição temporal dos diferentes estados de pigmentação (tabela 5.12) revela que a partir de julho, todos os indivíduos se encontravam completamente pigmentados. Os estados menos avançados (VI_{A3} e VI_{A4}) deixaram de ser capturados a partir de maio e até abril verificou-se uma predominância destes estados. Cinco dias após

o cessamento da comunicação da lagoa com o mar, que ocorreu no dia 17 de março, verificou-se que os dois indivíduos capturados já se encontravam no estado de pigmentação VI_{A3} . Em julho e agosto, todos os indivíduos capturados já se encontravam com pigmentação amarela generalizada (estado VII).

Tabela 5.12. Número de indivíduos capturados para cada um dos estados de pigmentação entre março e agosto de 2016.

	22 de março	Abril	Maio	Junho	Julho	Agosto
VI_{A3}	2	1				
VI_{A4}		2				
VI_B		1	2	2		
VII			2	12	7	6

O gráfico da figura 5.12 pode observar-se comprimento total e peso fresco dos indivíduos capturados com botirão (durante a abertura) e trouxa (após a abertura). Os dados sugerem que tanto o comprimento total como o peso parecem diminuir até ao estado de pigmentação VI_{A3} , embora não tenha sido capturado nenhum indivíduo nos estados de pigmentação VI_{A1} e VI_{A2} .

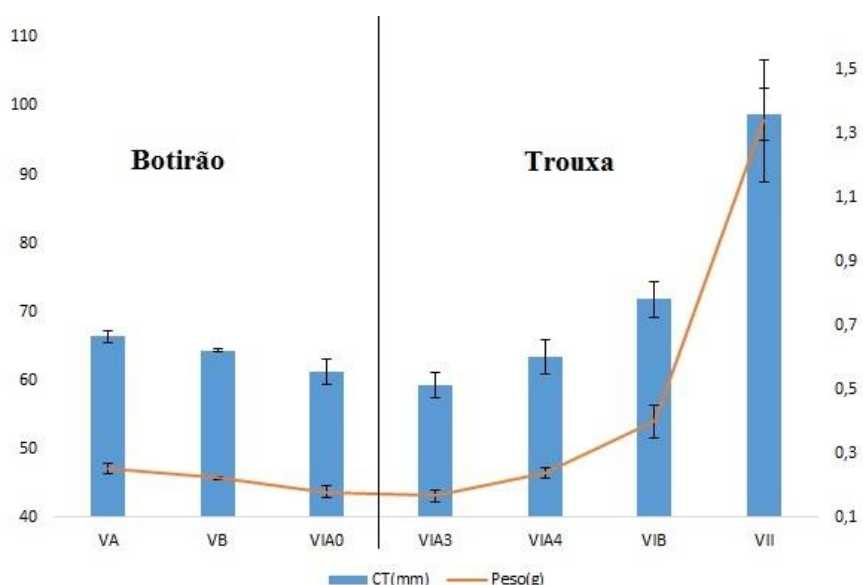


Figura 5.12. Comprimento total ($\pm SE$) (eixo principal) e peso total ($\pm SE$) (eixo secundário) dos indivíduos capturados durante o período de abertura (com botirão) e após encerramento do canal de abertura (com trouxa), nos diferentes estados de pigmentação.

Modelo explicativo da distribuição de juvenis de enguia na lagoa

Tendo por base os resultados do teste de correlação de *Spearman*, apresentados na tabela 5.13, optou-se por não utilizar a variável “TDS” por estar fortemente correlacionada ($R = 0,996$; $p\text{-value} < 0,00001$) com a variável “salinidade” e por se considerar a inclusão da variável “salinidade” mais pertinente para o estudo em questão. Optou-se por não excluir nenhuma das variáveis das distâncias às ribeiras (Cerradinha - “Cer”; Badoca - “Bad”; média da distância às ribeiras - “Meddist”), apesar de estarem fortemente correlacionadas entre si, por se considerar que poderiam contribuir para o modelo.

Tabela 5.13. Resultados da análise de correlação de *Spearman* entre as 12 variáveis inicialmente selecionadas para inclusão nos modelos BRT. As correlações superiores em valor absoluto a 0,8 selecionadas para excluir do BRT encontram-se, assinaladas a negrito e com *. Com “***” encontram-se assinadas as correlações entre variáveis superiores a 0,8 cuja inclusão no modelo foi considerada relevante.

	Temp	DO	TDS	Sal	Car	Algas	Subs	Lua	Casca	Cer	Bad	Meddist
Temp	-	-0,524	-0,776	-0,772	0,361	-0,163	0,004	-0,313	-0,043	-0,137	-0,147	-0,139
DO		-	0,452	0,453	-0,296	0,231	0,033	0,378	-0,092	-0,053	0,029	-0,054
TDS			-	0,996*	-0,399	0,197	-0,049	0,202	0,033	0,0757	0,083	0,081
Sal				-	-0,397	0,207	-0,050	0,212	0,021	0,068	0,084	0,074
Car					-	0,031	-0,115	-0,111	0,143	0,215	0,193	0,218
Algas						-	-0,091	0,024	-0,146	-0,130	0,051	-0,131
Subs							-	0,049	0,025	-0,383	-0,445	-0,388
Lua								-	0,000	0,000	0,000	0,000
Casca									-	0,393	-0,124	0,426
Cer										-	0,824**	0,995**
Bad											-	0,8131**
Meddist												-

A amostra utilizada para a construção do modelo explicativo da evolução temporal da distribuição de jovens enguias na LSA apresenta um total de 468 amostras distribuídas no espaço por 13 estações de amostragem (3 replicados em cada uma das estações) e no tempo, desde dia 22 de março até dia 1 de agosto de 2016. No total foram detetadas 31 presenças. Foram ajustados vários modelos aos dados, com características distintas, fazendo variar os parâmetros “tc” (complexidade da árvore) e “lr” (taxa de aprendizagem). O modelo foi selecionado com base na sua *performance* (tabela 5.14). Neste caso, a combinação de parâmetros que parece otimizar o processo de ajustamento é uma “tc” de 4 e um “lr” de 0,001, que resultam num total de 1850 árvores (“nt”).

Tabela 5.14. Comparação da *performance* preditiva dos BRT tendo em conta os parâmetros designados para a avaliação dos modelos.

tc	lr	nt	Erro preditivo vc \pm SE	Correlação vc \pm SE	AUC/ROC	D ² (pseudo-R ²)
1	0,0005	6000	0,432 \pm 0,032	0,367 \pm 0,072	0,727 \pm 0,055	0,209
	0,001	2250	0,437 \pm 0,032	0,336 \pm 0,08	0,714 \pm 0,059	0,199
	0,005	1250	0,423 \pm 0,038	0,366 \pm 0,099	0,723 \pm 0,065	0,264
	0,01	500	0,424 \pm 0,021	0,362 \pm 0,065	0,711 \pm 0,031	0,246
2	0,0005	3400	0,426 \pm 0,021	0,344 \pm 0,052	0,713 \pm 0,05	0,268
	0,001	1800	0,417 \pm 0,035	0,425 \pm 0,079	0,729 \pm 0,057	0,275
	0,005	500	0,405 \pm 0,028	0,406 \pm 0,084	0,738 \pm 0,06	0,307
	0,01	200	0,406 \pm 0,026	0,459 \pm 0,063	0,731 \pm 0,049	0,285
3	0,0005	3350	0,408 \pm 0,025	0,378 \pm 0,074	0,725 \pm 0,058	0,322
	0,001	2100	0,407 \pm 0,035	0,396 \pm 0,082	0,764 \pm 0,044	0,350
	0,005	400	0,401 \pm 0,033	0,421 \pm 0,081	0,744 \pm 0,061	0,342
4	0,0005	3450	0,408 \pm 0,026	0,392 \pm 0,083	0,745 \pm 0,035	0,363
	0,001	1850	0,406 \pm 0,024	0,421 \pm 0,071	0,761 \pm 0,049	0,375
	0,005	350	0,417 \pm 0,03	0,397 \pm 0,084	0,717 \pm 0,065	0,365
	0,01	200	0,408 \pm 0,03	0,391 \pm 0,081	0,748 \pm 0,049	0,379
5	0,0005	3200	0,414 \pm 0,024	0,356 \pm 0,081	0,717 \pm 0,066	0,381
	0,001	1500	0,415 \pm 0,02	0,405 \pm 0,048	0,744 \pm 0,028	0,371
	0,005	300	0,425 \pm 0,026	0,348 \pm 0,07	0,679 \pm 0,054	0,373

O modelo foi ajustado com o processo de validação cruzada com 10 partições. Esse processo de ajustamento encontra-se representado na figura 5.13, que mostra, para o modelo selecionado, o número de árvores necessárias (1850) para alcançar o menor erro preditivo ($0,406 \pm 0,024$).

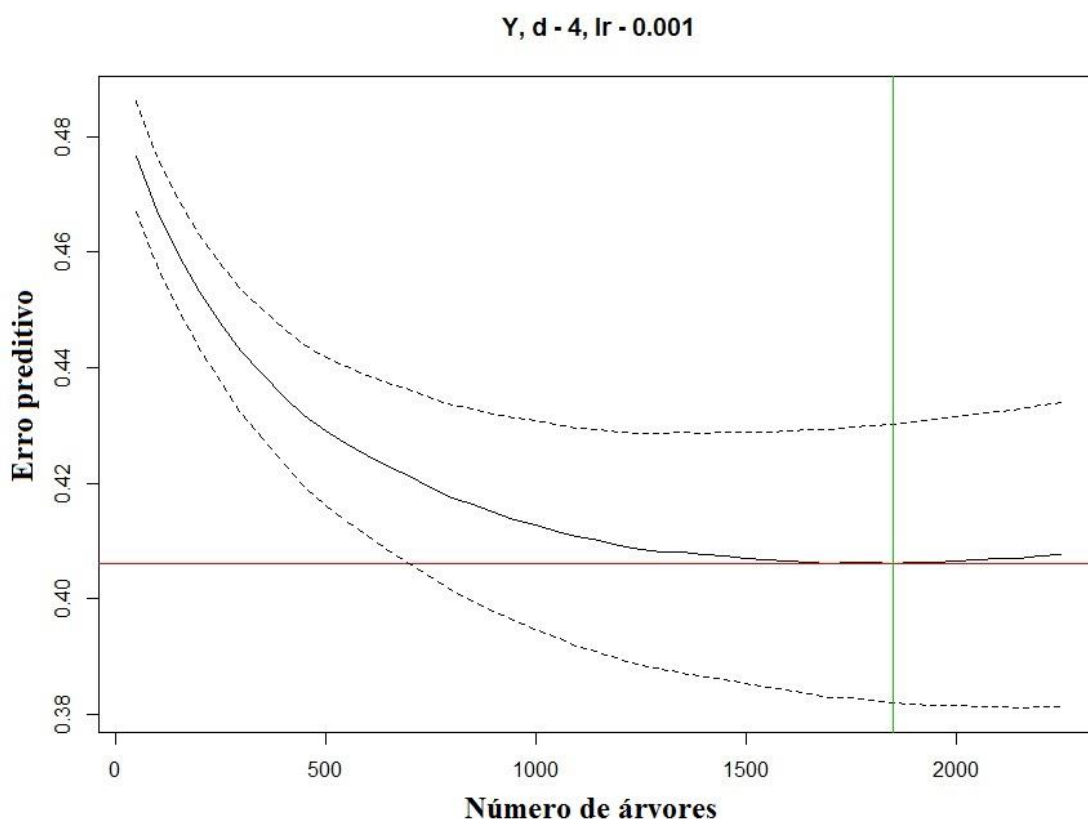


Figura 5.13. Método de validação cruzada utilizado para o ajustamento do modelo selecionado. A linha vermelha identifica o menor erro preditivo para o número ótimo de árvores (linha verde). d – complexidade de árvore; lr – taxa de aprendizagem.

Contribuição das variáveis

Na figura 5.14 é possível verificar a influência relativa de cada variável para o ajustamento do modelo selecionado. As variáveis que mais contribuíram para este ajustamento foram parâmetros abióticos como a temperatura (33,99%), a concentração de oxigênio (22,25%) e a salinidade (13,18%). As variáveis que correspondem à distância às ribeiras da Cascalheira e Cerradinha tiveram contribuição moderada para o ajuste do modelo (7,55%) ao contrário da variável que corresponde à distância à ribeira da Badoca que teve uma pequena contribuição (3,28%). A variável correspondente à abundância de caranguejos teve também uma contribuição moderada no ajuste do modelo (6,45%). As variáveis que menos contribuíram para o ajuste do modelo foram a média das distâncias às ribeiras (“Meddist” – 0,84%), a presença de algas dentro da trouxa (1,27%), a fase da lua (1,52%) e o substrato envolvente (2,12%).

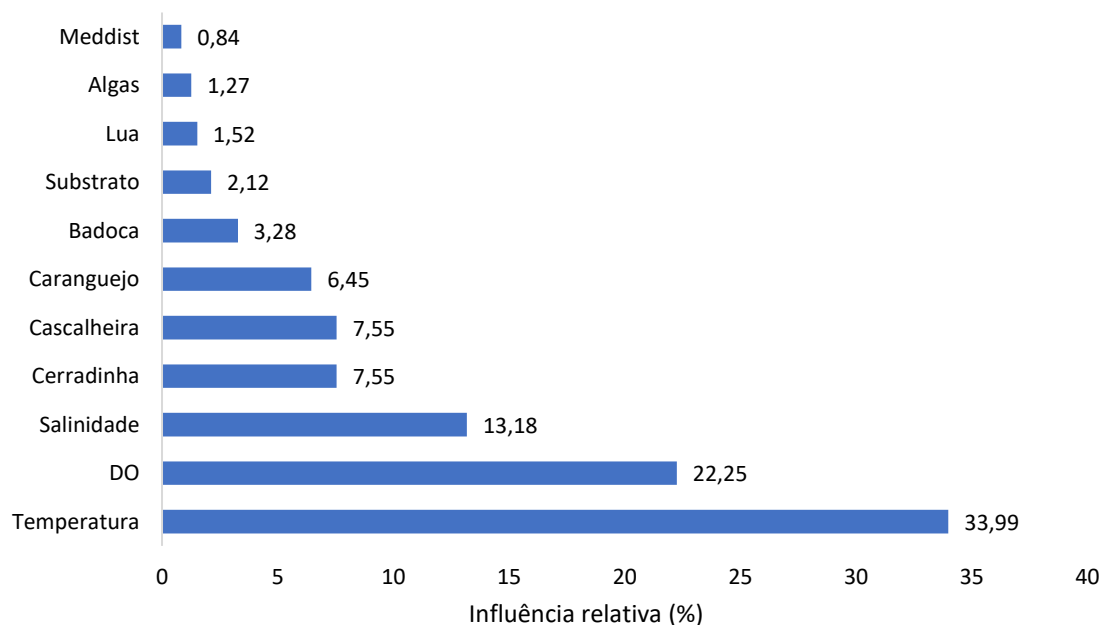


Figura 5.14. Contribuição das variáveis (%) para o ajustamento do BRT: Meddist – média das distâncias às ribeiras; Algas – presença de algas na trouxa; Lua – fase da Lua; Substrato – tipologia do substrato. Badoca – distância à ribeira da Badoca; Caranguejo – Abundância de caranguejos; Cascalheira – Distância à ribeira da Cascalheira; Cerradinha – Distância à ribeira da Cerradinha; DO – oxigénio dissolvido; Temperatura – Temperatura no momento de verificação da trouxa.

Simplificação do modelo

No processo de simplificação do modelo, verificou-se que, excluindo 4 variáveis, se alcançava o menor erro preditivo possível (figura 5.15). Assim foram excluídas as 4 variáveis que menos contribuem para o ajuste do modelo (“Meddist”, “Algas”, “Lua” e “Substrato”). As restantes variáveis são consideradas relevantes para a construção do modelo uma vez que a sua exclusão resulta num aumento do erro preditivo. O modelo final consistiu então num modelo simplificado ($n = 1850$; Erro preditivo $vc = 0,405$; Correlação $vc = 0,435$; AUC/ROC = 0,760; $D^2 = 0,373$).

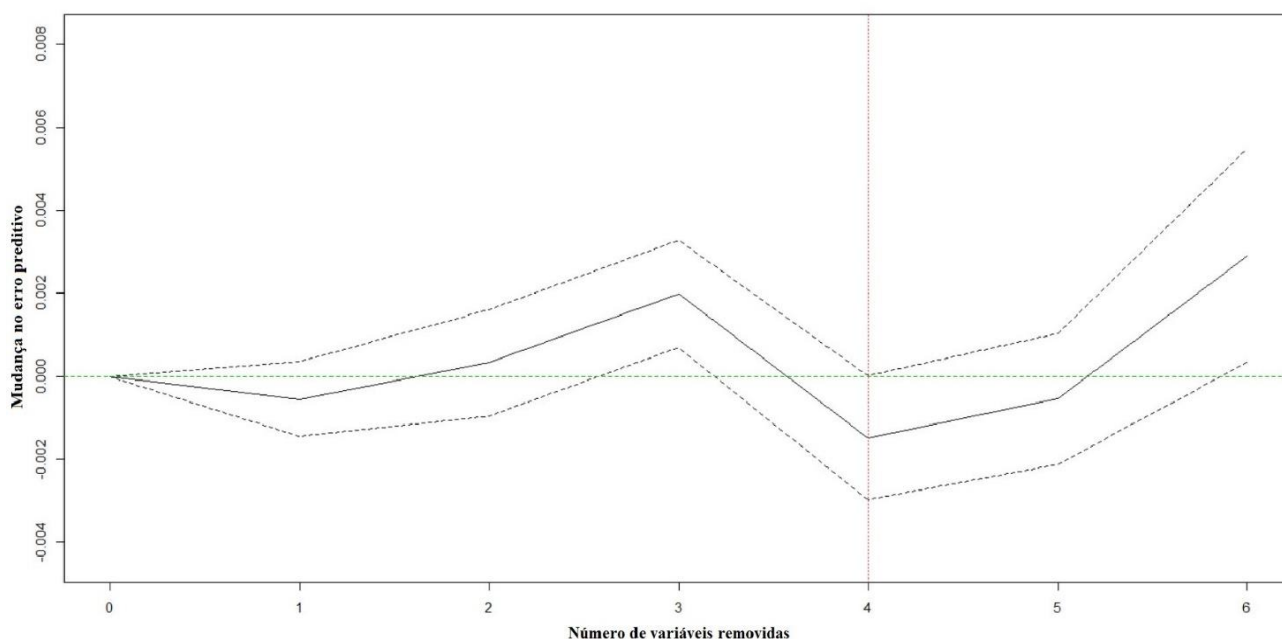


Figura 5.15: Performance do BRT (erro preditivo) à medida que se vão removendo variáveis. A linha verde é orientadora indicando ausência de mudança no erro preditivo. A linha vermelha a tracejado indica o número de variáveis que se deve remover de forma a reduzir o erro preditivo ao mínimo.

Funções parciais

Na figura 5.16 pode observar-se o efeito de cada variável na presença/ausência de indivíduos, após a simplificação do modelo, sendo possível descrever a relação entre a probabilidade de deteção de um indivíduo numa trilha e as variáveis incluídas no modelo. Com o aumento da temperatura, aumenta também a probabilidade de ser detetada a presença de um indivíduo. Relativamente à concentração de oxigénio, existe maior probabilidade de se detetar a presença de um indivíduo com cerca de 4 mg.l⁻¹, existindo um outro pico de probabilidade de deteção com cerca de 7 mg.l⁻¹. Existem também dois picos de probabilidade de deteção no que diz respeito à variável salinidade. Com valores de salinidade entre os 10 e 13 e próximo dos 25, há picos de resposta. As funções ajustadas das variáveis correspondentes

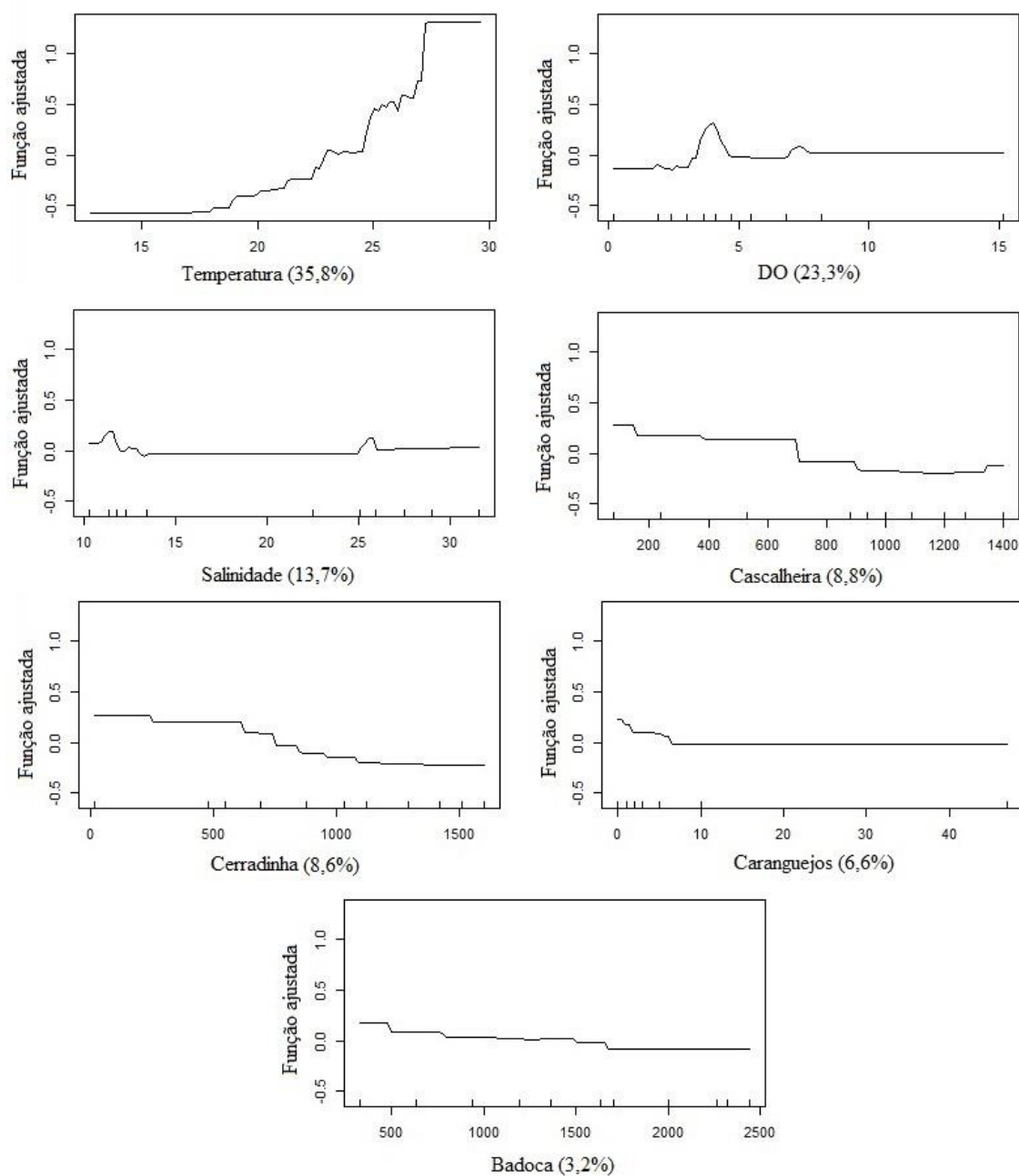


Figura 5.16. Gráficos de dependência parcial para as variáveis incluídas do BRT após simplificação. A contribuição de cada variável explicativa para o ajustamento do modelo simplificado encontra-se representado entre parêntesis.

às distâncias às diferentes ribeiras, apresentam comportamentos semelhantes, diminuindo a resposta à medida que aumenta a distância à respetiva ribeira. Relativamente à variável que corresponde a abundância de caranguejos, a função ajustada parece indicar que a probabilidade de ser detetada a presença de um indivíduo diminui com o aumento da abundância de caranguejos.

Interações entre as variáveis

Na tabela 5.15 é possível identificar as interações entre pares de variáveis, destacando-se as interações mais fortes entre a variável “Cascalheira” e “Temperatura”, “DO” e “Temperatura” e “Cerradinha” e “Salinidade”.

Tabela 5.15. Interações entre pares de variáveis no ajustamento do modelo simplificado.

	Temperatura	DO	Salinidade	Caranguejo	Cascalheira	Cerradinha	Badoca
Temperatura	-	6,75*	1,50	0,86**	13,00*	4,23	3,74
DO		-	0,71	0,05	1,88	0,36	0,06
Salinidade			-	0,29	0,18	7,91*	0,07
Caranguejo				-	0,01	0,09	0,03
Cascalheira					-	0,02	0,01
Cerrradinha						-	0,00
Badoca							-

Na figura 5.17 estão representadas graficamente as interações mais fortes que foram detetadas e um caso que, apesar de não ter uma interação forte entre as duas variáveis, se considerou relevante abordar, para efeitos exploratórios.

Analisando a figura 5.17 a), tendo em conta a forte interação entre as variáveis “Temperatura” e distância à ribeira da “Cascalheira”, o efeito de resposta será exacerbado quando a temperatura for mais elevada e a distância à ribeira for menor. A interação moderada entre as variáveis “Temperatura” e “DO” (figura 5.17 b)) indica que o efeito de resposta sofre aumento quando a concentração de oxigénio é de cerca de 4,5 mg.l⁻¹ e quando a temperatura é mais elevada. As variáveis “Salinidade” e distância à ribeira da “Cerradinha” (figura 5.17 c)) também apresentam uma interação moderada, indicando que menor salinidade associada à proximidade desta ribeira, aumenta o efeito de resposta. Neste caso o efeito de resposta não parece sofrer um aumento tão significativo, quando as variáveis apresentam os valores que originariam um efeito de resposta mais elevado, porque as duas variáveis têm muito menor influência relativa no ajustamento do modelo que os casos anteriormente designados. Por fim, na figura 5.17 d), embora a interação seja fraca, esta foi a interação mais forte detetada com a variável “Caranguejo”. Tendo em conta a baixa interação entre as variáveis o efeito negativo da abundância de caranguejos na deteção de juvenis de enguia é independente da variável temperatura.

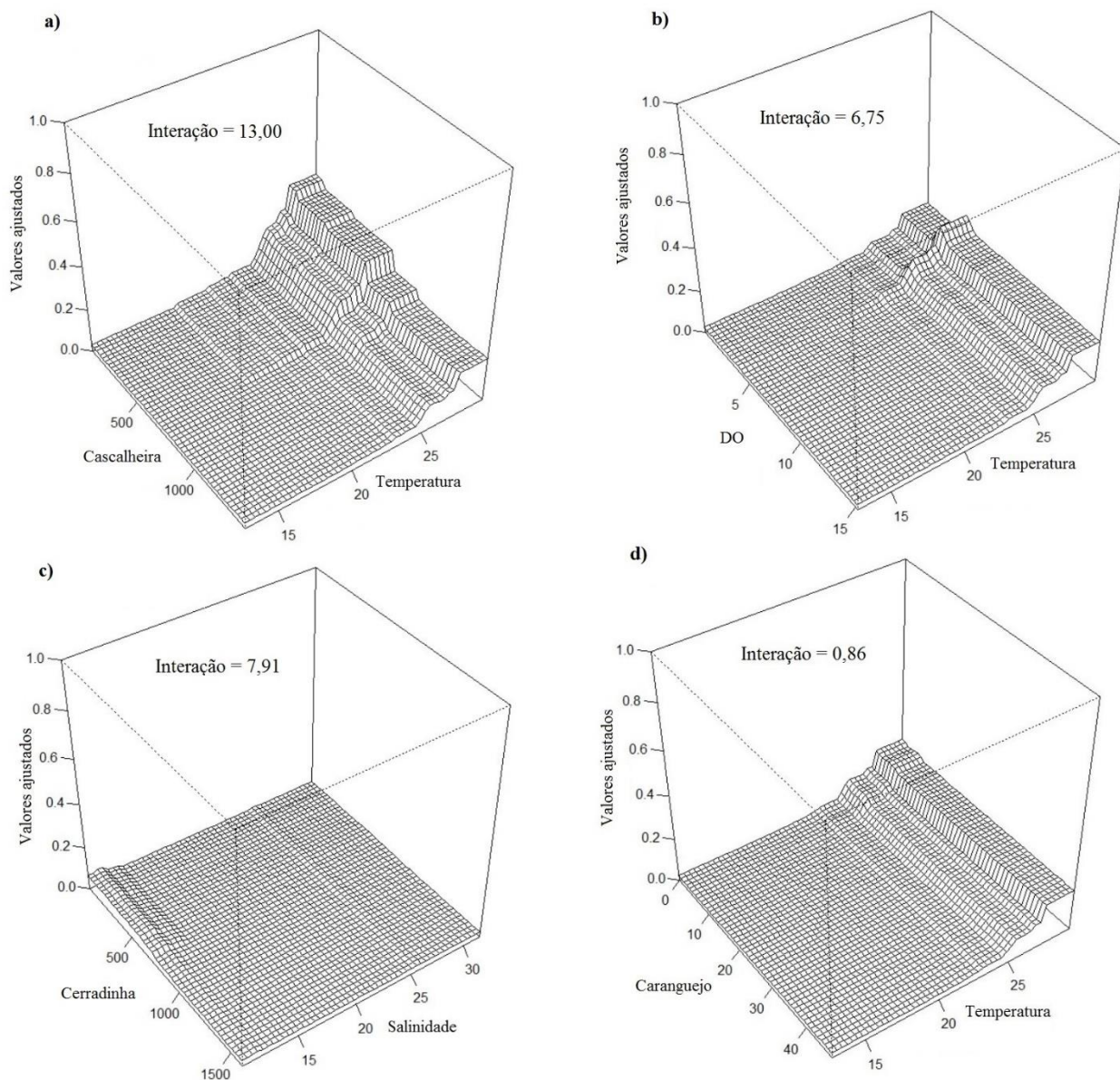


Figura 5.17. Gráficos tri-dimensionais das interações consideradas mais significativas no modelo simplificado; a) Cascalheira e temperatura b) DO e temperatura c) Cerradinha e salinidade e d) caranguejo e temperatura.

5.4. Discussão

O botirão, método utilizado para a captura de enguias de vidro no período em que se estabeleceu a ligação ao mar, é uma arte de pesca que depende por um lado, da corrente da maré enchente e por outro de mecanismos biológicos e comportamentais inerentes ao recrutamento de enguias de vidro para as águas de transição, influenciadas pelas marés. Dado o desconhecimento sobre o hidrodinamismo que se faz sentir na lagoa durante o período de abertura, o botirão não foi colocado na zona média, de maior profundidade e intensidade de corrente do canal principal, como medida precaucionária. Tendo em conta o pressuposto assumido de que a distribuição de recrutas pela lagoa ocorre de forma homogénea numa secção transversal ao canal de abertura, existe a possibilidade de se estar a subestimar a população uma vez que na migração passiva para montante, as enguias de vidro da enguia americana (*Anguilla rostrata*, Leusneur 1817) podessem preferir a zona média do canal (Sheldon e McCleave, 1985). Uma vez que não existe uma metodologia padrão para quantificar e caracterizar o recrutamento de enguias de vidro em lagoas costeiras confinadas, a metodologia utilizada foi adotada sem possibilidade de se efetuar um período de teste. A entrada de enguias de vidro em lagoas costeiras confinadas não se encontra descrita. Existe a possibilidade de, na Lagoa de Santo André, haver acumulação de indivíduos junto ao cordão dunar devido à passagem de estímulos continentais para o meio marinho por percolação. Se estes indivíduos entrarem quando a oportunidade é criada, nos primeiros dias de abertura, o recrutamento poderá não ser homogéneo e apresentar um pico de densidade nesta altura. Tendo em conta que os dois primeiros dias de abertura não foram amostrados, por impossibilidades logísticas, considera-se que este é um fator a contribuir para a subestimativa do recrutamento de enguias de vidro na Lagoa de Santo André.

O período em que se estabelece a ligação da Lagoa de Santo André ao mar (março) encontra-se no limiar do pico da época de migração das enguias de vidro para as águas continentais portuguesas (Domingos, 2003). Tendo em conta que os recrutas tardios apresentam, geralmente, tamanhos inferiores (Desaunay e Guerault, 1997), seria de esperar que o peso e o comprimento das enguias de vidro capturadas na Lagoa de Santo André fossem inferiores aos observados noutros sistemas em Portugal. Na verdade, as dimensões dos indivíduos capturados durante a abertura da lagoa ao mar, apresentam-se inferiores relativamente aos dados existentes tanto para as águas portuguesas como para a maioria dos estudos feitos noutras bacias europeias (Iglesias *et al.*, 2010), sendo a diferença mais evidente no comprimento. Esta diferença poderá ser explicada pelo desfasamento entre a época de abertura da lagoa ao mar e a época do pico de migração das enguias de vidro para as águas continentais. O desfasamento poderia assim, apenas permitir a colonização por parte de recrutas tardios.

Após a metamorfose para o estado de enguia de vidro, a colonização das águas continentais pode finalmente começar. No processo de colonização, as enguias de vidro irão, tendencialmente, migrar para montante, procurando estabelecer-se em habitats onde o desenvolvimento seja ótimo. Durante o processo de colonização, o consumo de reservas energéticas leva a uma redução do peso, comprimento e condição física até que as enguias de vidro se estabeleçam e iniciem a alimentação (Elie, 1979). A existência de um cordão dunar entre a Lagoa de Santo André e a zona costeira adjacente, para além de impedir a colonização da lagoa por parte das enguias de vidro, poderá permitir que a água da lagoa atinja o meio marinho por percolação (Gordon, 1990; Bamber *et al.*, 1992). Este fenómeno pode facilitar a deteção da lagoa por parte das enguias de vidro, levando à acumulação de indivíduos na zona costeira adjacente, antes da abertura da lagoa ao mar. Devido à impossibilidade de colonizar a lagoa no momento em que atingem a zona costeira adjacente, as enguias de vidro permanecem então nestes locais, aguardando por condições favoráveis à entrada na lagoa. Como resultado dessa espera, ocorre um do decréscimo do tamanho (peso e comprimento) e condição física dos indivíduos. No momento em que se estabelece a ligação entre a lagoa e o mar, estes indivíduos poderiam então colonizar a lagoa.

Tendo em consideração que o período de abertura é curto, não seria expectável encontrar diferenças entre as medianas dos tamanhos dos indivíduos capturados nos diferentes dias. No entanto, os indivíduos

capturados nos dois primeiros dias de pesca são, de uma forma geral, os menores em comprimento total, podendo ser indicador de que se encontravam em regressão de comprimento devido ao consumo de reservas energéticas, para além do esperado em recrutas tardios. Assim, sugere-se que entre as enguias de vidro que recrutam na lagoa no momento da abertura, algumas correspondem à fração de indivíduos que permanece na zona costeira adjacente antes da abertura e a maioria dos indivíduos deverá ser resultante de recrutamento tardio. Após um determinado período de ligação ao mar seria de esperar que todos os indivíduos que permaneciam na zona costeira adjacente, aguardando a abertura, já tivessem colonizado a lagoa. A partir desse momento seriam, maioritariamente, os indivíduos que resultam de recrutamento tardio para a zona costeira adjacente, a colonizar a lagoa. As diferenças entre os tamanhos dos indivíduos ao longo do período de amostragem parecem suportar esta hipótese. Os indivíduos capturados nos dois primeiros dias de pesca seriam indivíduos que haviam permanecido na zona costeira adjacente por apresentarem evidências de regressão de comprimento. Os indivíduos capturados nos restantes dias seriam, sobretudo, decorrentes de recrutamento tardio.

Os resultados obtidos, para o coeficiente de condição, revelam que no dia 11 de março, este é significativamente superior a todos os outros. Este resultado permite compreender e diferenciar melhor entre os indivíduos capturados durante o dia 11 e o dia 12 de março, uma vez que o coeficiente de condição nos dá uma relação entre comprimento e peso. As diferenças entre estes dois dias podem dever-se à variabilidade genética natural de diferentes ondas migratórias (Pujolar *et al.*, 2006).

O estado de pigmentação dominante (V_B) é o mesmo encontrado no estuário do Minho, não só em março, como também ao longo do ano (Iglesias *et al.*, 2010). No entanto, no que diz respeito ao panorama global dos estados de pigmentação, aqueles encontrados na Lagoa de Santo André são, de uma forma geral, menos avançados. Tendo em conta que estas enguias de vidro advêm de recrutamento tardio, *i.e.*, fora do pico de migração, é difícil compreender por que razão os estados de pigmentação dos indivíduos são menos avançados. Segundo Edeline e Elie (2004), as enguias de vidro podem permanecer 47 dias em habitats marinhos sem se alimentar. Na ausência de alimentação e em habitats marinhos, o desenvolvimento da pigmentação é mais lento (Briand *et al.*, 2004, 2005; Colombier *et al.*, 2008). É possível que, por esta razão, entre as enguias de vidro que permanecem na zona costeira adjacente, a pigmentação se desenvolva lentamente, explicando parte da gama de estados de pigmentação obtidos.

As diferenças significativas verificadas entre o peso e o comprimento, apenas entre os estados V_A e VI_{A0} , sugerem que estados de pigmentação consecutivos não são suficientemente diferentes para que sejam detetadas diferenças significativas. As diferenças entre estados de pigmentação consecutivos serão sobretudo, e como o nome indica, ao nível da pigmentação (Elie *et al.*, 1982).

Durante o período de amostragem não se capturou qualquer indivíduo nas colheitas diurnas, confirmando resultados anteriores que apontavam para que, na maioria dos casos, a enguia de vidro está ativa durante a noite (Gandolfi *et al.*, 1984; Gascuel, 1986). Assumir que não ocorre recrutamento durante o dia pode resultar numa subestimativa do recrutamento total, uma vez que alguns indivíduos podem migrar durante o dia (Creutzberg, 1961). No entanto, esta migração diurna está descrita para situações de profundidade superior à da lagoa e em que ocorre uma redução da luz que penetra na água (Cantrelle, 1981). Assume-se assim que o recrutamento decorrente do período diurno, na Lagoa de Santo André, é negligenciável, tal como os resultados do presente estudo apontam.

Os valores estimados para o recrutamento de enguias de vidro na LSA, apresentam-se baixos quando comparados os recrutamentos totais e as médias diárias com outras bacias hidrográficas no sudoeste europeu. No presente estudo, a média diária foi de 2,66 kg ($\pm 0,84$) e o recrutamento total 23,97 kg ($\pm 4,47$). Num estudo realizado no rio Oria (Aranburu *et al.*, 2016), norte de Espanha, a média diária foi 12,76 kg e o recrutamento total médio por época foi 325,79 kg. As diferenças ao nível do recrutamento total podem ser facilmente explicadas pelo facto de a Lagoa de Santo André se encontrar isolada do mar durante grande parte do ano. Em particular, no ano sobre o qual incide o presente estudo, a lagoa apenas

manteve a sua ligação ao mar durante nove dias, o que é muito inferior quando comparado com o recrutamento potencial de uma época de pesca completa, como aconteceu no rio Oria. Por outro lado, uma vez que o pico de recrutamento de enguias de vidro em Portugal continental ocorre tipicamente antes de março (Domingos, 2003), espera-se que o número potencial de indivíduos que possam recrutar para a lagoa seja inferior. Apesar destas diferenças considera-se ainda assim que o recrutamento ocorrido na Lagoa de Santo André, no ano do presente estudo, terá sido baixo. Valores de recrutamento desta ordem de grandeza na Lagoa de Santo André, a ocorrerem todos os anos, não permitiriam os quantitativos de pesca e as densidades de enguias amarelas e prateadas estimadas por Santos (2016), reforçando a hipótese de o recrutamento ter sido efetivamente baixo relativamente a outros anos. É importante referir que devido ao facto de os indivíduos com tamanhos de captura, na Lagoa de Santo André, terem acima de dois anos após colonização (Santos, 2016), o recrutamento de enguias de vidro apenas irá influenciar a pesca no ano seguinte ou volvidos dois anos. Desta forma, anos sucessivos de períodos curtos de abertura, terão efeitos prolongados na pesca e um ano de recrutamento favorável apenas se fará sentir mais tarde. Por fim, conclui-se que existe potencial para aumentar o recrutamento de enguias de vidro na Lagoa de Santo André através da concretização das seguintes medidas:

- Realizar preferencialmente, caso as condições da lagoa o permitam, uma abertura ao mar mais cedo, de forma a melhor ajustar o período de abertura com o pico de recrutamento de enguias de vidro para as águas continentais portuguesas.
- Garantir que a duração de abertura da lagoa ao mar é bastante superior àquela que ocorreu no ano do presente estudo, de forma a permitir que ocorram mais dias de recrutamento.

Realizar a abertura mais cedo é uma medida que terá também impacto na percentagem de enguias prateadas que escapam do sistema (Marques, 2016), sendo considerada muito relevante no que diz respeito ao cumprimento das obrigações de Portugal perante o Regulamento (CE) nº 1100/2007.

A construção de uma passagem para enguias seria a alternativa a considerar, permitindo a livre circulação das enguias entre a lagoa e o mar, de modo a completar o seu ciclo biológico. Para além de permitir que as enguias de vidro possam penetrar neste sistema quando sentem o estímulo, também facilita a saída do sistema por parte das enguias prateadas quando estas se encontram preparadas para o fazer, potenciando o seu sucesso reprodutivo (Marques, 2016).

Após cessação da comunicação da lagoa com o mar

Após o fim da comunicação entre a lagoa e o mar, os resultados apontam para que os juvenis de enguia se direcionem inicialmente para o local onde desagua a ribeira da Badoca, seguindo o canal principal da lagoa. A partir daí, parecem dispersar, em primeiro lugar, para os locais onde desaguan as outras ribeiras e depois para a restante lagoa. De forma a compreender os padrões de movimentos da enguia-europeia em águas continentais, é importante perceber que estes resultam de dois comportamentos profundamente distintos: a migração e o “*foraging*” (“alimentação” daqui em diante). A migração, como definida por Dingle (2006), é um movimento iniciado por componentes morfológicas, comportamentais e fisiológicas, no qual o migrante não está suscetível a variações locais nos recursos dos habitats. Uma enguia de vidro pode migrar até aos rios, atravessando habitats costeiros e estuarinos, mesmo que os recursos sejam abundantes nesses locais. Assim, considera-se a migração como um comportamento que obedece a ritmos endógenos apesar de os parâmetros abióticos poderem modular plasticamente este comportamento (McCleave e Edeline, 2009). O movimento induzido pela alimentação, ocorre apenas após o estabelecimento de uma enguia num local (*i.e.*, após o término da migração que conduziu a enguia até locais onde esta se irá desenvolver). Ao contrário da migração, o movimento induzido pela procura de alimento não está dirigido para longas distâncias. É uma exploração do habitat direcionada pela procura de recursos terminando quando o alimento é encontrado. Desta forma, os movimentos induzidos pela procura de alimento são essencialmente motivados por fatores externos (recursos) (McCleave e Edeline, 2009). Através da articulação entre estes dois conceitos é possível formular uma hipótese sobre o processo de colonização da Lagoa de Santo André por parte dos juvenis de enguia.

Os juvenis das enguias que se estabelecem na zona onde desagua a ribeira da Badoca, não continuando a migração para a ribeira, adotam o comportamento característico de enguias que se encontram em fase de alimentação e crescimento. Assim, a partir desse ponto, as enguias poderão dispersar em função da densidade populacional e alimento para, em primeiro lugar, locais onde características abióticas como a temperatura e salinidade não são muito diferentes, evitando stress fisiológico. Com o aumento da densidade populacional nos locais mais próximos das ribeiras, alguns indivíduos podem procurar migrar para as restantes ribeiras ou continuar a movimentação estimulada pela procura de alimento. Neste último caso, os juvenis das enguias podem prosseguir com a sua dispersão pela restante lagoa evitando também a competição por recursos (McCleave e Edeline, 2009). A migração para as ribeiras não foi, no presente estudo abordada. No entanto, seria interessante, do ponto de vista biológico, determinar e caracterizar a fração da população que coloniza as ribeiras e se esta fração retorna à lagoa para continuar o desenvolvimento ou apenas quando atingem a fase de enguia prateada. Tendo em conta a condição física, já abordada, dos indivíduos capturados durante o período de abertura da lagoa ao mar, espera-se que esta fração seja reduzida, não só pela mudança de preferência de salinidade com a diminuição das reservas energéticas (Edeline *et al.*, 2004; 2005; 2006), mas também pelo facto de as ribeiras terem um caudal muito reduzido. Assim, considera-se extremamente importante assegurar que o estímulo fornecido pelas ribeiras e as suas condições como habitat para os juvenis de enguia não são comprometidas, de forma a promover a sua colonização, diminuindo a densidade populacional na lagoa e aumentando a taxa de sobrevivência da população de enguias que passam pela Lagoa de Santo André.

A aplicação do modelo BRT no presente estudo revelou que o modelo simplificado ajustado apresenta uma boa capacidade preditiva quando avaliadas as estatísticas através da validação cruzada, comparando a probabilidade ajustada de deteção de um indivíduo com o observado (AUC/ROC = 0,760). Assim considera-se que os modelos BRT's têm potencial, como ferramenta, para serem desenvolvidos de forma a prever padrões espaço-temporais de colonização de enguias de vidro em lagoas costeiras.

No que diz respeito às relações entre a probabilidade de se detetar a presença de um indivíduo e as variáveis consideradas, o modelo BRT desenvolvido revelou que a temperatura foi a variável que teve maior influência no ajustamento do modelo simplificado (35%). Os resultados sugerem que o aumento da temperatura induz maior atividade nas enguias juvenis. Este resultado está de acordo com o que se esperava, estando descrito na bibliografia que temperaturas mais elevadas estão positivamente correlacionadas com natação ativa, aumento do metabolismo, pigmentação e crescimento (White e Knights, 1997; Edeline *et al.*, 2006;). Assim espera-se que com o aumento da temperatura da água na Lagoa de Santo André, as enguias aumentem a sua atividade e procura por alimento, desenvolvendo-se mais rapidamente. Por outro lado, tendo em conta que a temperatura na Lagoa de Santo André se torna muito elevada (máximo 29,6 °C em agosto) seria interessante compreender até que ponto uma temperatura tão elevada não prejudica a condição das enguias.

A concentração de oxigénio (23% de influência relativa) teve maior impacto no ajuste do modelo do que o esperado. Num estudo publicado sobre a colonização de uma lagoa costeira mediterrânica (Leone *et al.*, 2016), o oxigénio não revelou afetar o estabelecimento de *elvers* e enguias jovens. No entanto, nesse estudo a temperatura nunca atingiu temperaturas próximas dos 30 °C e o oxigénio nunca atingiu valores críticos. No presente estudo, a grande amplitude de valores de concentração de oxigénio tanto a nível temporal como espacial, revela afetar a probabilidade de deteção de um indivíduo. A interação com a variável temperatura sugere que a probabilidade de ocorrência de enguias aumenta com a temperatura e é potenciada quando a concentração de oxigénio é cerca de 4,5 mg.l⁻¹ ou 7,0 mg.l⁻¹. Assim sendo, e tendo em conta que há um aumento da atividade com o aumento da temperatura (Neto e Steffensen, 1997), compreende-se porque a concentração de oxigénio revelou ter uma influência relativa no ajustamento do modelo elevada.

A salinidade é um outro parâmetro abiótico cuja influência relativa no ajustamento do modelo é considerável (14%). A distribuição espacial das enguias juvenis pela lagoa parece resultar da estruturação dos gradientes ambientais pela mesma. Com o desenvolvimento das enguias juvenis e o

início da natação ativa (Trancart *et al.*, 2014), as enguias orientam-se para zonas próximas de áreas sob a influência das ribeiras (água menos salina), estabelecendo-se nesses locais, informação suportada pelas funções parciais obtidas para as ribeiras. Estes resultados confirmam a importância que o fornecimento de água doce por parte das ribeiras tem na condução dos movimentos de enguias-juvenis, sobretudo em fases mais iniciais da sua vida, tal como referido por Leone *et al.* (2016). É importante garantir que as captações de água não interferem significativamente com o fornecimento de água doce para a lagoa. Um segundo pico de resposta ocorre com valores de salinidade mais elevados. Este poderá ser explicado pela existência de diferentes estratégias migratórias por parte das enguias de vidro como discutido anteriormente, revelando que algumas poderão ter preferência por salinidades mais elevadas.

A abundância de caranguejos revelou ter impacto considerável no ajustamento do modelo simplificado (7%), afetando negativamente a probabilidade de detetar uma enguia de vidro independentemente das restantes variáveis. Esta relação poderá dever-se tanto à predação como à competição por recursos e espaço, já que a presença de espécies que possam predar ou competir por recursos e espaço com a enguia-europeia pode afetar negativamente o estabelecimento dos seus juvenis (Domingos *et al.*, 2006; Bevacqua *et al.* 2011). O facto de a enguia-europeia ser historicamente considerada como uma espécie dominante nos habitats onde se desenvolve (Tesch, 2003) pode explicar porque razão o efeito da competição inter-específica reúne, tradicionalmente, pouca atenção na literatura. De facto, abordava-se preferencialmente o oposto: o impacto negativo que as enguias poderiam exercer noutras espécies (Larsen, 1961; Sinha e Jones, 1967). Contudo os alicerces dos paradigmas do conhecimento sobre a enguia-europeia mudaram a partir da década de 80, com o decréscimo abrupto do manancial e dos níveis de recrutamento. Nos planos de gestão da enguia, o controlo dos predadores passou a ser um tópico abordado, dando-se destaque ao corvo marinho. O crustáceo *Carcinus maenas* é uma espécie com potencial para predação juvenis de enguias e perturbar o seu estabelecimento (Cohen *et al.*, 1995). Assim sendo, parece ser relevante controlar o número de indivíduos de *Carcinus maenas*, sobretudo nos locais e no período de maior relevância para o desenvolvimento dos juvenis de enguia. O potencial impacto a nível ecológico sugere a possibilidade de impactos económicos. Apesar disso, existe potencial para um impacto económico positivo: *Carcinus maenas* serve como isco e como recurso para a indústria alimentar, tendo impacto económico positivo por toda a Europa, quando explorado (Cohen *et al.*, 1995). Na Lagoa de Santo André, esta espécie de caranguejo é apanhada nas redes como captura acessória, sendo muitas vezes depositado nas dunas, juncais e próximo da zona de desembarque (observação no local). A promoção da exploração do caranguejo poderá ser uma estratégia a adotar na Lagoa de Santo André, uma vez que trará benefícios a nível ecológico e poderá compensar os pescadores, almejando a pesca sustentável e equilibrada dos recursos, redistribuindo o esforço de pesca entre as diferentes espécies.

O sucesso da colonização da Lagoa de Santo André por parte das enguias de vidro é um tema incontornável no que diz respeito à sustentabilidade das pescas. Medidas que o promovam, garantem inevitavelmente uma aproximação dos objetivos impostos pelo Regulamento (CE) nº 1100/2007, sem impor restrições adicionais à pesca. Assim perspetiva-se que, através da prossecução das seguintes medidas, seja possível controlar condições que permitam aumentar o sucesso da colonização das enguias de vidro na Lagoa de Santo André e consequentemente a taxa de sobrevivência:

- Monitorizar os valores da temperatura e concentração de oxigénio na água.
- Assegurar que o fornecimento de água doce para a lagoa não é comprometido.
- Assegurar o fornecimento de água pelas ribeiras e que estas se encontram em bom estado.
- Promover a exploração do caranguejo na Lagoa de Santo André. Caso não seja possível deve ser implementada a sua monitorização e controlo.

6. Considerações finais

Considerações Finais

O principal objetivo do presente trabalho foi compreender como potenciar a pesca sobretudo através da otimização do recrutamento larvar e juvenil das diferentes espécies de ictiofauna na Lagoa de Santo André. Os resultados sugerem que aberturas de curta duração têm efeitos negativos imediatos no recrutamento da maioria das espécies piscícolas. Aberturas de curta duração que ocorram em anos consecutivos poderão ter impacto cumulativo na biomassa pescada, sendo crucial evitar que isso aconteça. No caso particular da enguia, o recrutamento de enguias de vidro na Lagoa de Santo André no ano 2016 foi considerado baixo. É importante referir que tendo em conta o crescimento das enguias na LSA, as enguias que colonizaram a lagoa nesse ano, só atingirão tamanho de captura (22 cm) na época de pesca seguinte, ou passados dois anos. Assim sendo, parece ser crucial, uma vez mais, garantir que aberturas de curta duração não se sucedam, pois isso terá, potencialmente, efeitos prolongados na pesca da enguia. A reabertura do canal, caso este feche precocemente, é uma possibilidade que não deve ser excluída, sobretudo se este fenómeno se suceder em dois anos consecutivos.

Por outro lado, parece ser relevante, se as condições da lagoa o permitirem, realizar a abertura mais cedo. Os benefícios parecem ser variados: desajustar a abertura com o pico de ocorrência de estados larvares e juvenis de sardinha, na zona costeira adjacente à LSA, evitando a sua morte; ajustar a abertura ao o pico de recrutamento de enguias de vidro para as águas continentais portuguesas; garantir o recrutamento da maioria das espécies com interesse na Lagoa de Santo André. É, no entanto, crítico sublinhar que se a realização de uma abertura mais cedo interferir negativamente com a duração da abertura, esta não deve ser considerada.

Qualquer medida que facilite o recrutamento das enguias de vidro, sobretudo no momento em que atingem a zona costeira adjacente, é considerada importante. Algumas enguias de vidro aparentam encontrar-se em regressão de tamanho, indicando que o seu recrutamento para a zona costeira adjacente terá ocorrido algum tempo antes do momento da realização da abertura. Atingindo uma certa condição física, a preferência das enguias de vidro por água doce pode alterar para água com maior salinidade, levando por vezes ao estabelecimento precoce em zonas costeiras. Iniciando a fase de alimentação, estas enguias poderão dispersar, não estando mais tarde disponíveis para colonizar a lagoa no momento em que se realiza a abertura. No entanto, os fenómenos que caracterizam a diadromia facultativa nesta espécie são pouco claros. As hipóteses anteriormente definidas são meramente especulativas. As enguias de vidro, ao atingirem a zona costeira adjacente e sentindo o estímulo da lagoa, podem fixar-se por não terem a possibilidade de penetrar na lagoa. Regredindo na sua condição física, a sua probabilidade de sobrevivência poderá ser menor, caso não se alimentem.

Após o término da comunicação entre a lagoa e o mar, a distribuição espaço-temporal na lagoa por parte dos juvenis de enguia parece resultar da estruturação dos gradientes físicos pela mesma. A variabilidade inter-sazonal da temperatura indica que esta será a principal responsável pela diferença na probabilidade de deteção de um indivíduo entre março e agosto. As restantes variáveis poderão explicar a distribuição espacial por parte dos juvenis de enguia. Atendendo às interações entre as variáveis, deve ser tomada especial cautela quando as interações entre variáveis revelam ter impacto negativo na probabilidade de deteção de indivíduos. Deve também ser assegurado que os locais, condições ou épocas em que são detetados mais indivíduos, não são negativamente afetados por outros fatores.

Garantir um fornecimento de água pelas ribeiras próximo das condições pristinas e assegurar o bom estado destas, é uma medida cuja importância é subestimada. A promoção da colonização das ribeiras por parte dos juvenis de enguia terá benefícios para todas as enguias na Lagoa de Santo André, pois a competição intra-específica é evitada. Para além disso, será possível garantir uma maior percentagem fêmeas ao reduzir a densidade populacional.

A abundância de caranguejos revelou ter impacto na presença de juvenis de enguias nas trouxas. Seja através da predação ou simplesmente através de perturbação local, esta interação pode afetar o

desenvolvimento e a sobrevivência das jovens enguias. Uma vez que a predação é um ponto abordado no Plano de Gestão da Enguia (PGE), os resultados fornecidos pelo presente estudo não devem ser negligenciados. No PGE, apenas o xarroco (*Halobatrachus didactylus*), o corvo-marinho-de-faces-brancas (*Phalacrocorax carbo*) e a lontra (*Lutra lutra*) estão referenciados. Estando referenciado no PGE que “o real impacto da predação efetuada pelos vários vertebrados nos sistemas portugueses no stock de enguia não se encontra avaliado e será um aspeto a ter em consideração no PGE”, considera-se que este tema deva ser aprofundado. Entretanto, deve-se assumir o controlo da população de caranguejo nos locais onde a enguia de vidro se procure estabelecer preferencialmente como estratégia para aumentar a sobrevivência dos estados mais jovens da enguia-europeia.

A abertura é, na LSA, o principal fator que estrutura a comunidade de peixes para o futuro. A renovação das massas de água e a exportação de sedimentos são outros exemplos de impactos positivos desta gestão artificial da ligação entre a lagoa e o mar. A preservação deste ecossistema semi-natural depende da continuidade desta tradição, uma interação secular entre o Homem e a Natureza. As medidas sugeridas no presente estudo, abordam questões essencialmente teóricas com a finalidade de potenciar as pescas através da manipulação da abertura da lagoa ao mar. Embora muitos dos assuntos sejam especulativos, podem definir hipóteses para ser testadas e contribuir ainda mais para o estudo da ecologia da enguia de vidro em lagoas costeiras.

Bibliografia

- Alongi, D. M. (1998). *Coastal ecosystem processes*.
- Arai, T., Kotake, A., e McCarthy, T. K. (2006). Habitat use by the European eel *Anguilla anguilla* in Irish waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(4), 569–578.
- Aranburu, A., Díaz, E., e Briand, C. (2016). Glass eel recruitment and exploitation in a South European estuary (Oria, Bay of Biscay). *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 73(1), 111–121.
- Arias, A. M., e Drake, P. (1990). Estados juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la Bahía de Cadiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. *Consejo Superior de Investigaciones Científicas*.
- Åström, M., e Dekker, W. (2007). When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, 64(7), 1491–1498.
- Bamber, R. N., Batten, S. D., Sheader, M., e Bridgwater, N. D. (1992). On the ecology of brackish water lagoons in Great Britain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2(1), 65–94.
- Bardonnet, A., e Riera, P. (2005). Feeding of glass eels (*Anguilla anguilla*) in the course of their estuarine migration: New insights from stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(1–2), 201–209.
- Beaulaton, L., e Briand, C. (2007). Effect of management measures on glass eel escapement. *ICES Journal of Marine Science / Journal Du Conseil*, 64(7), 1402–1413.
- Bernardo, J., Cancela da Fonseca, L., e Costa, A. M. (1988). Lagoa de St. André: ocorrência de uma crise distrófica (Verão de 1984), (June 2016), 9.
- Bernardo, J. M. (1990). *Dinâmica de uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa de Santo André)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa.
- Bevacqua, D., Andrello, M., Melià, P., Vincenzi, S., De Leo, G. A., e Crivelli, A. J. (2011). Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671(1), 259.
- Blaxter, J. H. S., e Hunter, J. R. (1982). The Biology of the Clupeoid Fishes. *Advances in Marine Biology*, 20(C), 1–223.
- Boehlert, G. W., e Mundy, B. C. (1987). Recruitment dynamics of metamorphosing English sole, *Parophrys vetulus*, to Yaquina Bay, Oregon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25(3), 261–281.
- Boëtius, I., e Boëtius, J. (1989). Ascending dyers, *Anguilla anguilla*, from five European localities. Analyses of pigmentation stages, condition, chemical composition and energy reserves. *Dana (Denmark)*, 7(1976), 1–12.
- Briand, C. (2009). *Population dynamics and migration of glass eels in the Vilaine estuary*. Université européenne de Bretagne.
- Briand, C., Fatin, D., Ciccotti, E., e Lambert, P. (2005). A staged-structured model to predict the effect of temperature and salinity on glass eel *Anguilla anguilla* pigmentation development. *Journal of Fish Biology*, 67, 993–1009.
- Briand, C., Fatin, D., e Lambert, P. (2004). Effets de la température et de la salinité sur le développement de la pigmentation des civelles (*Anguilla anguilla*). *Cybium*, 28(3), 247–254.
- Briand, C., Sauvaget, B., Girard, P., Fatin, D., e Beaulaton, L. (2012). Push net fishing seems to be responsible for injuries and post fishing mortality in glass eel in the Vilaine estuary (France) in

2007. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (404), 2.
- Bureau Du Colombier, S., Bolliet, V., Lambert, P., e Bardonnnet, A. (2007). Energy and migratory behavior in glass eels (*Anguilla anguilla*). *Physiology and Behavior*, 92(4), 684–690.
- Bureau du Colombier, S., Lambert, P., e Bardonnnet, A. (2008). Is feeding behaviour related to glass eel propensity to migrate? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(3), 323–329.
- Cabral, H. (2003). Differences in growth rates of juvenile *Solea solea* and *Solea senegalensis* in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 83(4), 861–868.
- Cabral, H., e Costa, M. J. (1999). Differential use of nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, *Solea solea* and *Solea senegalensis*. *Environmental Biology of Fishes*, 56(4), 389–397.
- Cabral, H. N. (2000). Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 57(6), 1550–1562.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Santos-Reis, M. (2005). Livro vermelho dos vertebrados de Portugal.
- Cancela da Fonseca, L. (1989). *Estudo da influência da “abertura ao mar” sobre um sistema lagunar costeiro: a lagoa de Santo André. Tese de Doutoramento*. Universidade de Lisboa.
- Cancela da Fonseca, L., Costa, A. M., e Bernardo, J. M. (1989). Seasonal variation of benthic and fish communities in shallow land-locked coastal lagoon (St. André, SW Portugal). *Scient. Mar.*, 53(July 2015), 663–669.
- Cantrelle, I. (1981). Etude de la migration et de la peche des civelles (*Anguilla anguilla*, L. 1758) dans l’estuaire de la Gironde.
- Chambers, R. C., e Trippel, E. (2012). *Early life history and recruitment in fish populations* (Vol. 21). Springer Science e Business Media.
- Charles, A. T. (2001). *Sustainable Fishery Systems. Fish and aquatic resources series; 5*.
- Chícharo, M. A., Amaral, A., Faria, A., Morais, P., Mendes, C., Piló, D., Chícharo, L. (2012). Are tidal lagoons ecologically relevant to larval recruitment of small pelagic fish? An approach using nutritional condition and growth rate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 265–279.
- Clutter, R. I., e Anraku, M. (1968). Avoidance of samplers. Monogr. Oceanogr. Methodol. 2: 57-76. UNESCO.
- Cohen, A. N., Carlton, J. T., e Fountain, M. C. (1995). Introduction, dispersal and potential impacts of the green crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Marine Biology*, 122(2), 225–237.
- Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). (2007). Inclusion of *Anguilla anguilla* (L.) in Appendix II.
- Correia, M. J., Costa, J. L., Chainho, P., Félix, P. M., Chaves, M. L., Medeiros, J. P., Costa, A. (2012). Inter-annual variations of macrobenthic communities over three decades in a land-locked coastal lagoon (Santo André, SW Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 168–175.
- Costa, A. M., Bernardo, J. M., e Cancela da Fonseca, L. (1985). Breve caracterização da evolução recente da Lagoa de Santo André (1978-1985). In *1º Congresso sobre o Alentejo* (Vol. 3), 1429–1439.
- Creutzberg, F. (1961). On the orientation of migrating elvers (*Anguilla vulgaris* Turt.) in a tidal area. *Netherlands Journal of Sea Research*, 1(3)
- Crivelli, A. J., Auphan, N., Chauvelon, P., Sandoz, A., Menella, J. Y., e Poizat, G. (2008). Glass eel recruitment, *Anguilla anguilla* (L.), in a Mediterranean lagoon assessed by a glass eel trap: Factors

- explaining the catches. *Hydrobiologia*, 602(1), 79–86.
- Cruces, A. (2001). Estudo a micro e meso-escala temporal de sistemas lagunares do SW alentejano (Portugal): as lagoas de Melides e Santo André. *Unpublished MSc Thesis, University Lisbon*, 228.
- Cruz-Neto, A. P., e Steffensen, J. F. (1997). The effects of acute hypoxia and hypercapnia on oxygen consumption of the freshwater European eel. *Journal of Fish Biology*, 50(4), 759–769.
- Daverat, F., Elie, P., e Lahaye, M. (2004). Première caractérisation des histoires de vie des anguilles (*Anguilla anguilla*) occupant la zone aval du bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne: Apport d'une méthode de microchimie. *Cybium*, 28(1), 83–90.
- Daverat, F., e Tomás, J. (2006). Tactics and demographic attributes in the European eel *Anguilla anguilla* in the Gironde watershed, SW France. *Marine Ecology Progress Series*, 307, p-247.
- De'ath, G. (2007). Boosted regression trees for ecological modeling and prediction. *Ecology*, 88(1), 243–251.
- De'ath, G. A. G. (2002). Multivariate regression trees: a new technique for constrained classification analysis. *Ecology-Pages: 83: 1105-1117*.
- De'ath, G., e Fabricius, K. E. (2000). Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81(11), 3178–3192.
- Dekker, W. (2003). Status of the European eel stock and fisheries. In *Eel biology*. Springer. 237–254.
- Dekker, W. (2016). Management of the eel is slipping through our hands! Distribute control and orchestrate national protection. *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil*, fsw094.
- Desaunay, Y., e Guerault, D. (1997). Seasonal and long-term changes in biometrics of eel larvae: a possible relationship between recruitment variation and North Atlantic ecosystem productivity. *Journal of Fish Biology*, 51(sa), 317–339.
- Dingle, H. (2006). Animal migration: is there a common migratory syndrome? *Journal of Ornithology*, 147(2), 212–220.
- Domingos, I. (2003). Glass eel migration and fisheries in the Mondego estuary: future perspectives. *Coimbra University Press*, 493–504.
- Domingos, I. M. M. (2003). A enguia-europeia, '*Anguilla anguilla*' (L., 1758), na bacia hidrográfica do rio Mondego.
- Domingos, I., J.L. Costa e M.J. Costa (2006). Factors determining length distribution and abundance of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the River Mondego (Portugal). *Freshwater Biology*, 51: 2265-2281.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Leitão, P. J. (2012). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27–46.
- Dufour, S., Prévost, E., Rochard, E., e Williot, P. (2008). Fish and Diadromy in Europe (ecology, management, conservation). *Springer Science e Business Media*.
- Edeline, E., Bardonnet, A., Bolliet, V., Dufour, S., e Elie, P. (2005). Endocrine control of *Anguilla anguilla* glass eel dispersal: effect of thyroid hormones on locomotor activity and rheotactic behavior. *Hormones and Behavior*, 48(1), 53–63.
- Edeline, E., Dufour, S., Briand, C., Fatin, D., e Elie, P. (2004). Thyroid status is related to migratory behavior in *Anguilla anguilla* glass eels. *Marine Ecology Progress Series*, 282, 261–270.
- Edeline, E., e Elie, P. (2004). Is salinity choice related to growth in juvenile eel *Anguilla anguilla*. *Cybium*, 28(Supplement 1), 77–82.

- Edeline, E., Lambert, P., Rigaud, C., e Elie, P. (2006). Effects of body condition and water temperature on *Anguilla anguilla* glass eel migratory behavior. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 331(2), 217–225.
- Elie, P. (1979). Contribution à l'étude des Montées de Civelles d'*Anguilla anguilla* Xinné (Poisson, Téléostéen, Anguilliforme), dans l'estuaire de la Loire: Pêche, Ecologie Ecophysiologie et Elevage.
- Elie, P., Lecomte-Finiger R., Cantrell, I., e Charlon, N. (1982). Définition des limites des différents stades pigmentaires durant la phase civile d'*Anguilla anguilla* (L.). *Vie et Milieu*, 32(1913), 149–157.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Zimmermann, N. E. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129–151.
- Elith, J., Leathwick, J. R., e Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802–813.
- FAO. (1995). Code of Conduct for Responsible Fisheries. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO. (1997). *Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4: Fisheries Management*. Rome.
- Félix, P. M., Correia, M. J., Chainho, P., Costa, J. L., Chaves, M. L., Cruz, T., Castro, J., Mirra, C., Domingos, I., Silva, A. C. F., Cancela da Fonseca, L. (2015). Impact of freshwater inputs on the spatial structure of benthic macroinvertebrate communities in two landlocked coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 758(1), 197–209.
- Ferreira, A. F., Quintella, B. R., Maia, C., Mateus, C. S., Alexandre, C. M., Capinha, C., e Almeida, P. R. (2013). Influence of macrohabitat preferences on the distribution of European brook and river lampreys: Implications for conservation and management. *Biological Conservation*, 159, 175–186.
- Feunteun, E., Laffaille, P., Robinet, T., Briand, C., Baisez, A., Olivier, J.-M., e Acou, A. (2003). A review of upstream migration and movements in inland waters by anguillid eels: toward a general theory. In *Eel biology*. Springer. 191–213.
- Fortier, L., e Leggett, W. C. (1983). Vertical migrations and transport of larval fish in a partially mixed estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(10), 1543–1555.
- Franklin, E. C., Jokieli, P. L., e Donahue, M. J. (2013). Predictive modeling of coral distribution and abundance in the Hawaiian Islands. *Marine Ecology Progress Series*, 481, 121–132.
- Freitas, M. C., Cruces, A., e Andrade, C. (1999). As lagoas de Melides e Santo André: evolução e comportamento morfodinâmico. *A Zona Costeira Do Alentejo: Actas Do Seminário Sobre a Zona Costeira Do Alentejo, Sines*, 27–44.
- Fischer, W., M.-L. Bauchot and M. Schneider (eds.), 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de Pêche 37. FAO, Rome. 1529
- Friedman, J. H. (2002). Stochastic gradient boosting. *Computational Statistics e Data Analysis*, 38(4), 367–378.
- Friedman, J., Hastie, T., e Tibshirani, R. (2001). *The elements of statistical learning* (Vol. 1). Springer series in statistics Springer, Berlin.
- Gandolfi, G., Pesaro, M., e Tongiorgi, P. (1984). Environmental factors affecting the ascent of elvers, *Anguilla anguilla* (L.), into the Arno River. *Oebalia*, 10(1).
- Gascuel, D. (1986). Flow-carried and active swimming migration of the glass eel (*Anguilla anguilla*) in the tidal area of a small estuary on the French Atlantic coast. *Helgol?nder*

- Meeresuntersuchungen*, 40(3), 321–326.
- Gascuel, D. (1987). La civelle d'anguille dans l'estuaire de la Sèvre Niortaise: biologie, écologie, exploitation, rapport global. *Publications Département Halieutique, Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Rennes*, 204.
- Gibson, R. N., Blaxter, J. H. S., e De Groot, S. J. (1978). Developmental changes in the activity rhythms of the plaice (*Pleuronectes platessa* L.). *Rhythmic Activity of Fishes*, 169–186.
- Gordon, A. D. (1990). Coastal lagoon entrance dynamics. *Coastal Engineering Proceedings*, 1(22).
- Hall, S. J., e Raffaelli, D. (1991). Food-Web Patterns: Lessons from a Species-Rich Web. *Journal of Animal Ecology*, 60(3), 823–841.
- Harrison, A. J., Walker, A. M., Pinder, A. C., Briand, C., e Aprahamian, M. W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(4), 967–983.
- ICES. (2001). *Report of the thirteenth session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Copenhagen, Denmark.*
- ICES. (2006). *Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. FAO European Inland Fisheries Advisory Commission; International Council for the Exploration of the Sea, Rome, 23–27 January 2006. EIFAC Occasional Paper.*
- ICES. (2008). *Report of the 2008 session of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels Report of the 2008 Session of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels.*
- ICES. (2011). *Report of the 2011 session of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels Report of the 2008 Session of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels. Fisheries Management.*
- ICES. (2013a). *Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). Sukarietta, Spain, 18-22 March and Copenhagen, Denmark 4-10 September, 2013, ICES CM 2013/ACOM:18.*
- ICES. (2013b). *Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA) 21-26 June 2013, Bilbao, Spain. ICES CM 2013/ACOM: 16.*
- ICES. (2014). *Report of the Joint EIFAC / ICES Working Group on Eels (WGEEL).*
- ICES. (2016a). *ICES WGEEL REPORT 2016 Report of the Working Group on Eels (WGEEL) Cordoba , Spain.*
- ICES. (2016b). *Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA). Ices Cm.*
- ICES. (2016c). *WGEEL Country Reports 2015/2016 Report on the eel stock, fishery and other impacts, in Albania.*
- Iglesias, T., Lobón-Cerviá, J., Dias, S. C., e Antunes, C. (2010). Variation of life traits of glass eels of *Anguilla anguilla* (L.) during the colonization of Ríos Nalón and Minho estuaries (northwestern Iberian Peninsula). *Hydrobiologia*, 651(1), 213–223.
- Kendall Jr, A. W., e Naplin, N. A. (1981). Diel-depth distribution of summer ichthyoplankton in the middle Atlantic bight. *Fishery Bulletin United States, National Marine Fisheries Service.*
- Kettle, A. J., Asbjørn Vøllestad, L., e Wibig, J. (2011). Where once the eel and the elephant were together: Decline of the European eel because of changing hydrology in southwest Europe and northwest Africa? *Fish and Fisheries*, 12(4), 380–411.
- Kjerfve, B. (1994). Coastal lagoons. *Elsevier Oceanography Series*, 60, 1–8.

- Knights, B. (2003). A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *Science of the Total Environment*, 310(1–3), 237–244.
- Larsen, K. (1961). Fish populations in small Danish streams. *Verhandlungen Der Internationalen Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie*, 14, 769–772.
- Leathwick, J. R., Collier, K. J., Hicks, B. J., Ling, N., Stichbury, G., e Winton, M. (2016). Predictions of establishment risk highlight biosurveillance priorities for invasive fish in New Zealand lakes. *Freshwater Biology*, 61(9), 1522–1535.
- Leathwick, J. R., Elith, J., Chadderton, W. L., Rowe, D., e Hastie, T. (2008). Dispersal, disturbance and the contrasting biogeographies of New Zealand's diadromous and non-diadromous fish species. *Journal of Biogeography*, 35(8), 1481–1497.
- Lecomte-Finiger, R. (1992). Growth history and age at recruitment of European glass eels (*Anguilla anguilla*) as revealed by otolith microstructure. *Marine Biology*, 114(2), 205–210.
- Leis, J. M. (2006). Are larvae of demersal fishes plankton or nekton? *Advances in Marine Biology*, 51, 57–141.
- Lemmens, A., e Croux, C. (2006). Bagging and boosting classification trees to predict churn. *Journal of Marketing Research*, 43(2), 276–286.
- Leone, C., Zucchetta, M., Capoccioni, F., Gravina, M. F., Franzoi, P., e Ciccotti, E. (2016). Stage-specific distribution models can predict eel (*Anguilla anguilla*) occurrence during settlement in coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 170, 123–133.
- Lopes, V. C. P. (2013). *A enguia na Lagoa de Santo André: contributo para a gestão da sua pesca*. Faculdade de Ciências - Universidade de Lisboa.
- Marques, J. P. A. (2016). *Ecologia e migração da enguia prateada na Lagoa de Santo André: um contributo para a gestão da pesca e da abertura da lagoa ao mar*. Faculdade de Ciências - Universidade de Lisboa.
- Mateo, I., e Hanselman, D. H. (2014). A comparison of statistical methods to standardize catch-per-unit-effort of the Alaska longline Sablefish fishery. *NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC*, 269, 80.
- McCleave, J. D., e Kleckner, R. C. (1982). Selective tidal stream transport in the estuarine migration of glass eels of the American eel (*Anguilla rostrata*). *Journal Du Conseil*, 40(3), 262–271.
- McCleave, J. D., e Wippelhauser, G. S. (1987). Behavioral aspects of selective tidal stream transport in juvenile American eels. In *American Fisheries Society Symposium* (Vol. 1, pp. 138–150).
- McCleave, J., e Edeline, E. (2009). Diadromy as a conditional strategy: patterns and drivers of eel movements in continental habitats. *Challenges for Diadromous Fishes in a Dynamic Global Environment*, 97–119.
- Moreira, S. C., Freitas, M. C., Araújo, M. F., Andrade, C., e Cruces, A. G. (2008). Geochemical Characterization of Holocene Sediments of Santo André Alluvial Plains (SW Portugal). *Faculdade de Ciências Universidade de Lisboa*, 5(8), 1–8.
- Morgan, S. (2010). Larval behavior regulates nearshore retention and offshore migration in an upwelling shadow and along the open coast. *Marine Ecology Progress Series*, 404, 109–126.
- Moriarty, C., e Dekker, W. (1997). Management of the European eel. *Fisheries Bulletin*, 15, 110.
- Morse, W. W. (1989). Catchability, growth, and mortality of larval fishes. *Fishery Bulletin*, 87(3), 417–446.

- Munk, P., Hansen, M. M., Maes, G. E., Nielsen, T. G., Castonguay, M., Riemann, L., Andersen, N. G. (2010). Oceanic fronts in the Sargasso Sea control the early life and drift of Atlantic eels. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*.
- Nahon, A., da Conceição Freitas, M., e Andrade, C. (2011). Modelação numérica da abertura e fecho de uma embocadura artificial (Lagoa de Santo André, Portugal). *Revista Da Gestão Costeira Integrada*, 11(3), 341–353.
- Oehler, F., Rutherford, J. C., e Coco, G. (2010). The use of machine learning algorithms to design a generalized simplified denitrification model. *Biogeosciences*, 7(10), 3311–3332.
- Pérez-Ruzafa, A., e Marcos, C. (2012). Fisheries in coastal lagoons: An assumed but poorly researched aspect of the ecology and functioning of coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 15–31.
- Pérez-Ruzafa, A., Mompeán, M. C., e Marcos, C. (2007). Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*. Springer. 107–125.
- Pfeiler, E. (1984). Inshore migration, seasonal distribution and sizes of larval bonefish, *Albula*, in the Gulf of California. *Environmental Biology of Fishes*, 10(1), 117–122.
- Pires, A. R., Freitas, M. d C., Andrade, C., Taborda, R., Ramos, R., Pacheco, A., ... Cruces, A. (2011). Morphodynamics of an ephemeral tidal inlet during a life cycle (Santo André Lagoon, SW Portugal). *Journal of Coastal Research*, (64), 1565.
- Pittman, S. J., e Brown, K. A. (2011). Multi-scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. *PloS One*, 6(5), e20583.
- Pujolar, J. M., Maes, G. E., e Volckaert, F. A. M. (2006). Genetic patchiness among recruits in the European eel *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series*, 307, 209–217.
- Pūtys, Ž., e Zarankaitė, J. (2010). Diet of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo* Sinensis) at the Juodkrantė Colony, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 20(3), 179–189.
- Radinger, J., Hölker, F., Horký, P., Slavík, O., Dendoncker, N., e Wolter, C. (2016). Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. *Global Change Biology*.
- Ré, P. (1999). Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica - Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctónicos, 114.
- Ré, P., e Meneses, I. (2008). Early Stages of Marine Fishes Occurring in the Iberian Peninsula. *IMAR/University Lisboa: IPIMAR*, 282.
- Ribeiro-Cardoso, G. (2014). *Monitorização Da Passagem Para Peixes Do Açude-Ponte em Coimbra: Otimização da metodologia de contagem*.
- Ridgeway, G. (2006). Generalized boosted regression models. Documentation on the R package “gbm,” version 1.6-3. <http://cran.r-project.org/>.
- Rothschild, B. J., e Fogarty, M. J. (1998). Recruitment and the population dynamics process. *The Global Coastal Ocean: Processes and Methods*, 10, 293–325.
- Santinhos, A. J. (2013). Perceção das populações locais face à sustentabilidade dos serviços das zonas costeiras: o caso da Lagoa de Santo André.
- Santinhos, A. J., Martinho, A. P., e Caeiro, S. (2014). Perceção das populações locais face à sustentabilidade dos serviços das zonas costeiras: o caso da Lagoa de Santo André, Portugal. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(3), 413–427.

- Santos, A. M. P., Ré, P., Dos Santos, A., e Peliz, Á. (2006). Vertical distribution of the European sardine (*Sardina pilchardus*) larvae and its implications for their survival. *Journal of Plankton Research*, 28(5), 523–532.
- Santos, J. (2016). *Ecologia da enguia e gestão da sua pesca na Lagoa de Santo André*. Faculdade de Ciências - Universidade de Lisboa.
- Schmidt, J. (1922). The breeding places of the eel. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Containing Papers of a Biological Character*, 2(May), 179–208.
- Sheldon, M. R., e McCleave, J. D. (1985). Abundance of glass eels of the American eel, *Anguilla rostrata*, in mid-channel and near shore during estuarine migration. *Naturaliste Canadien*, 112(3), 425–430.
- Silberschneider, V., Pease, B. C., e Booth, D. J. (2001). A novel artificial habitat collection device for studying resettlement patterns in anguillid glass eels. *Journal of Fish Biology*, 58(5), 1359–1370.
- Silva, L., Faria, A. M., Teodósio, M. A., e Garrido, S. (2014). Ontogeny of swimming behaviour in sardine *Sardina pilchardus* larvae and effect of larval nutritional condition on critical speed. *Marine Ecology Progress Series*, 504, 287–300.
- Silveira, M., Encarnação, P., Vidal, A., e da Fonseca, L. C. (2009). Aves aquáticas e gestão da Lagoa de Santo André. *Revista Da Gestão Costeira Integrada*, 9(3), 55–70.
- Silveira, M. V. S., Vidal, A. M., e da Fonseca, L. C. (2003). *Bases para a gestão da pesca na Lagoa de Santo André*. Universidade do Algarve.
- Sinha, V. R. P., e Jones, J. W. (1967). On the age and growth of the freshwater eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Zoology*, 153(1), 99–117.
- Sjöblom, V., e Parmanne, R. (1978). The vertical distribution of Baltic herring larvae (*Clupea harengus* L.) in the Gulf of Finland. *Finnish Fish. Res*, 2, 5–18.
- Snelder, T. H., e Lamouroux, N. (2010). Co-variation of fish assemblages, flow regimes and other habitat factors in French rivers. *Freshwater Biology*, 55(4), 881–892.
- Sola, C. (1995). Chemoattraction of upstream migrating glass eels *Anguilla anguilla* to earthy and green odorants. *Environmental Biology of Fishes*, 43(2), 179–185.
- Sola, C., e Tongiorgi, P. (1996). The effects of salinity on the chemotaxis of glass eels, *Anguilla anguilla*, to organic earthy and green odorants. *Environmental Biology of Fishes*, 47(2), 213–218.
- Sola, C., e Tosi, L. (1993). Bile salts and taurine as chemical stimuli for glass eels, *Anguilla anguilla*: a behavioural study. *Environmental Biology of Fishes*, 37(2), 197–204.
- Stuij, S. A. (2014). *Process-based modelling of the Santo André Lagoon: Understanding of the physical processes involved in the inlet closure*. TU Delft, Delft University of Technology.
- Tesch, F. W. (2003). *The Eel. Journal of Fish Biology* (Vol. 65).
- Tosi, L., e Sola, C. (1993). Role of geosmin, a typical inland water odour, in guiding glass eel *Anguilla anguilla* (L.) migration. *Ethology*, 95(3), 177–185.
- Tosi, L., Spanpanato, A., Sola, C., e Tongiorgi, P. (1990). Relation of water odour, salinity and temperature to ascent of glass-eels, *Anguilla anguilla* (L.): a laboratory study. *Journal of Fish Biology*, 36(3), 327–340.
- Trancart, T., Lambert, P., Daverat, F., e Rochard, E. (2014). From selective tidal transport to counter-current swimming during watershed colonisation: an impossible step for young-of-the-year catadromous fish? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (412), 4.
- Trancart, T., Lambert, P., Rochard, E., Daverat, F., Coustillas, J., e Roqueplo, C. (2012). Alternative

- flood tide transport tactics in catadromous species: *Anguilla anguilla*, *Liza ramada* and *Platichthys flesus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99, 191–198.
- Tzeng, W.-N. (1985). Immigration timing and activity rhythms of the eel, *Anguilla japonica*, elvers in the estuary of northern Taiwan, with emphasis on environmental influences. *Bull Jpn Soc Fish Oceanogr*, 47(48), 11–28.
- van Ginneken, V. J. T., e Maes, G. E. (2005). The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15(4), 367–398.
- Vayssières, M. P., Plant, R. E., e Allen-Diaz, B. H. (2000). Classification trees: An alternative non-parametric approach for predicting species distributions. *Journal of Vegetation Science*, 11(5), 679–694.
- Vollestad, L. (1992). Geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology*, 61(1), 41–48.
- Weinstein, M. P., Weiss, S. L., Hodson, R. G., e Gerry, L. R. (1980). Retention of 3 taxa of post-larval fishes in an intensively flushed tidal estuary, Cape Fear River, North-Carolina. *Fishery Bulletin*, 78(2), 419–436.
- White, E. M., e Knights, B. (1997). Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. *Journal of Fish Biology*, 50(5), 1104–1116.
- Wilson, J. M., Antunes, J. C., Bouca, P. D., e Coimbra, J. (2004). Osmoregulatory plasticity of the glass eel of *Anguilla anguilla*: Freshwater entry and changes in branchial ion-transport protein expression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(3), 432–442.
- Yáñez-Arancibia, A., Domínguez, A. L. L., e Pauly, D. (1994). Coastal lagoons as fish habitats. *Elsevier Oceanography Series*, 60, 363–376.